

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

ORLANDO PELISSARI NEGREIROS

Estrutura e dinâmica da comunidade de ciliados planctônicos em um grande rio Neotropical: a relevância da sazonalidade e dos tributários na manutenção da biodiversidade

Maringá
2015

ORLANDO PELISSARI NEGREIROS

Estrutura e dinâmica da comunidade de ciliados planctônicos em um grande rio Neotropical: a relevância da sazonalidade e dos tributários na manutenção da biodiversidade

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho

Maringá
2015

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

N385e Negreiros, Orlando Pelissari, 1989-
Estrutura e dinâmica da comunidade de ciliados planctônicos em um grande rio Neotropical : a relevância da sazonalidade e dos tributários na manutenção da biodiversidade / Orlando Pelissari Negreiros. -- Maringá, 2015.
41 f. : il. (algumas color.).
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2015.
Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho.
1. Ciliados planctônicos (Ciliates) - Comunidades, Dinâmica de - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Organismos planctônicos - Comunidades, Dinâmica de - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -579.49178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

ORLANDO PELISSARI NEGREIROS

Estrutura e dinâmica da comunidade de ciliados planctônicos em um grande rio Neotropical: a relevância da sazonalidade e dos tributários na manutenção da biodiversidade

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

COMISSÃO JULGADORA

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

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

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

Aprovada em: 11 de agosto de 2015

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

AGRADECIMENTOS

À minha família.

Ao Beto, meu pai, pelos valores e pelo exemplo passados no dia a dia, independente das dificuldades.

A Mariazinha, minha mãe, pelo amor incondicional.

Aos meus irmãos, João, Paulo e Rafa, pelas lições de vida, promovidas a socos, pontapés e, vez em quando, conselhos, mas pelos quais tenho grande orgulho e admiração, sabendo que posso contar mesmo nas piores horas.

A Fran, cunhada querida, uma irmã que entrou em nossas vidas.

A minha sobrinha linda, Natália, para sempre nosso bebê.

Ao Matheus, grande amigo para todas as horas, seja para descontrair no Afonso's ou no "calma, vai dar tudo certo", e sem o qual toda a estatística não entraria na minha cabeça.

Ao Farofa, amigo desde os primeiros dias de graduação, até os últimos do mestrado, e com certeza para os dias que se seguem, sua disposição em sempre ajudar no que quer que fosse, reflete hoje neste trabalho.

A Debora, pelos ótimos momentos no decorrer desta trajetória.

Aos grandes amigos do laboratório, Biazinha, Bia, Paulão e Helô, pelas inúmeras contribuições, sejam em coletas, em ideias ou naquela birita para fechar os dias de trabalho.

Aos meus familiares, por todo o apoio, suporte e pelas experiências vividas, em especial àqueles que me antecederam na jornada da pós-graduação, exemplos de sucesso e referências para a minha caminhada.

Aos amigos de longa data, meus Brothers e a galera do Xicão, provas de que a amizade verdadeira supera o tempo e as distâncias.

Aos amigos de faculdade, Tu, Bats, Rê, Amandinha, Isa, Cá, Fenni, Dani, Alana, Flávio, Naná e todos os desnecessários que fizeram da graduação um momento de alegrias e que ainda hoje garantem as melhores risadas.

Aos amigos de turma do mestrado, por toda a experiência trocada durante as disciplinas e os churrascos.

À galera do perifíton, Lu, Nati, Van, Érika, Ste, Jaques e Lika, minhas primeiras referências na vida acadêmica.

Aos amigos do Nupelia e companheiros de coleta, por toda a colaboração e pelos ótimos exemplos de equipe, em especial a Jaqcue, por toda a ajuda na Limno, bem como pela parceria nas longas conversas.

A Aldenir, Joce, Salete e João por todo o suporte e apoio concedido.

Ao Fê, um verdadeiro exemplo de orientador e de pessoa, cuja alegria contagiante, mesmo nas horas mais difíceis, e o profundo conhecimento, incentivou-me a buscar sempre o melhor neste trabalho, sendo, inquestionavelmente, um pai dentro desta vida acadêmica.

A CAPES e ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos e pelo financiamento do projeto.

Estrutura e dinâmica da comunidade de ciliados planctônicos em um grande rio Neotropical: a relevância da sazonalidade e dos tributários na manutenção da biodiversidade

RESUMO

O represamento de grandes rios produz expressivas mudanças nos processos naturais destes ecossistemas, com um conjunto de significativas alterações nas características da água, diminuição na amplitude dos pulsos de inundação, bem como uma diminuição gradual na carga de nutrientes e contínuo aumento na transparência da água. Investigou-se os padrões espaciais e temporais da abundância e da composição de espécies da comunidade de ciliados, no último trecho livre de barramentos na planície de inundação do alto rio Paraná, no Brasil. Para isto, 4 campanhas foram realizadas no período de um ano. As amostras de plâncton foram coletadas ao longo de 10 transectos deste rio (230 km), nas margens e no centro, bem como em sete de seus tributários. 95 espécies foram identificadas, dentre as quais, a ordem Peritrichia foi a mais abundante e Hymenostomatida a mais speciosa. Foi evidenciado um aumento na abundância e na riqueza de espécies ao longo do rio, especialmente no período chuvoso. Além disso, neste período foi encontrado um aumento na diversidade beta ao longo do rio, consistindo em uma grande diferença entre os trechos à montante, intermediários e à jusante da área de estudo. Assim, a contínua alteração na composição de espécies evidenciou uma grande influência das chuvas e dos tributários na manutenção dessa alta diversidade regional no trecho estudado. Os resultados sugerem a necessidade de ações de conservação com o intuito de preservar os tributários livres de barramentos, a fim de evitar processos de homogeneização biótica e a consequente redução da biodiversidade aquática neste importante ecossistema neotropical.

Palavras-chave: Ciliados. Grandes rios. Protistas. Plâncton. Ambientes lóticos.

Structure and dynamics of planktonic ciliates community in a large Neotropical river: the relevance of seasonality and of the tributaries in the biodiversity maintenance

ABSTRACT

The damming of great rivers produces expressive changes in the natural processes of ecosystems, with a significant amount of variation in the water characteristics, a strong decrease in the flood pulse amplitude, as well a gradual reduction of nutrients load and a continuous increase in the water transparency. The aim of this study was to investigate the spatial and temporal patterns of abundance and species composition of ciliates community, in the last undammed stretch of the Upper Paraná River, in Brazil. In order to reach this result, four field campaigns were performed over a year. Plankton samples were collected from 10 transects through this stretch of the river (230 Km), near the banks and on the center, as well on seven of its tributaries. 95 ciliates species were identified, among which the peritrichs were the most abundant while the order Hymenostomatida was the most specious group. We recorded a remarkable increase in abundance and species richness along the river, especially in the higher water period. Moreover, in this period we found an increase in the beta-diversity along the river, which consists in a remarkable distinction among the low, middle and high stretch of the river. As a consequence of the aspects previously presented, continuous changes in species composition evidenced a great influence of precipitation and tributaries in the maintenance of highest regional diversity of the studied stretch. Therefore our results strongly suggest the requirement for conservation actions with the purpose to maintain those tributaries undammed, in order to avoid biotic homogenization processes and the consequent reduction of aquatic biodiversity in this important tropical ecosystem.

Keywords: Ciliates. Great river. Protist. Plankton. Lotic environments.

Dissertação elaborada e formatada de acordo com as normas da revista *River Research and Applications*. Disponível em:
<http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/%28ISSN%291535-1467/homepage/ForAuthors.html>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
2.1 ÁREA DO ESTUDO.....	12
2.2 AMOSTRAGEM.....	14
2.3 ANÁLISE LABORATORIAL.....	14
2.4 ANÁLISE DOS DADOS.....	15
3 RESULTADOS.....	16
4 DISCUSSÃO.....	24
5 CONCLUSÕES.....	30
REFERÊNCIAS.....	32
APÊNDICE A - Presença e ausência de espécies nos diferentes ambientes... ..	39

1. INTRODUÇÃO

Em ecossistemas aquáticos continentais a biodiversidade das comunidades bióticas é afetada por variações geográficas nos processos fluviais e pelas alterações decorrentes de distúrbios nos regimes dos rios, tais como a retenção hidrológica, a conectividade, a complexidade geomorfológica e aportes de nutrientes, tanto da zona ripária, quanto da bacia hidrográfica do rio (Poff et al., 2007; Thorp et al., 2008).

Nos sistemas rios-planícies de inundação, alterações nos regimes hidrológicos, como o pulso de inundação, são consideradas as principais funções de força que afetam a biodiversidade (Thomaz et al., 1992). Durante o regime de grandes cheias, os ambientes de toda a planície conectam-se e são promovidas intensas trocas entre a calha principal do rio e seus ambientes adjacentes, refletindo nos fatores abióticos e bióticos do sistema (Junk et al., 1989; Thomaz et al., 1992; Agostinho et al., 2004, Bozelli et al., 2015). Ainda assim, mesmo em ambientes que não se caracterizam como planícies de inundação, os regimes de chuva e estiagem provocam alterações significativas nas características dos ambientes, evidenciando diferenças na estrutura das comunidades presentes nestes sistemas (McCabe & Wolock, 2002; Velho et al., 2007).

Entretanto, apesar dos efeitos significativos que as alterações nos regimes hidrológicos têm sobre esses ecossistemas (sensu Neiff, 1996; Ward et al., 1999), os processos associados às barragens estão entre as principais alterações antrópicas nos ecossistemas aquáticos continentais (Agostinho et al., 2008; Souza Filho, 2009). Desta maneira, pode-se afirmar que a quebra do decurso natural do rio causa ainda efeitos nas características da água, bem como estabelece barreiras para a dispersão das espécies, provocando a homogeneização biótica, uma vez que esta barreira favorece o aparecimento e dominância de espécies cosmopolitas não nativas e invasoras, em detrimento das espécies locais (Power et al., 1996; Richter et al., 1998; Postel & Richter, 2012). Ressalta-se o fato de que estes impactos causados pelas barragens podem se estender por dezenas ou até centenas de quilômetros (Poff et al., 2007).

Corroborando essa ideia, foi verificado que, após o represamento do reservatório de Porto Primavera, ocorreram alterações nos processos naturais, tanto à jusante, quanto à montante do empreendimento. Dentre estas alterações, foi constatada uma grande redução na amplitude dos pulsos hidrológicos na planície de inundação do alto rio Paraná (Agostinho et al., 2002), bem como variações nas características da água, como

diminuição gradual da carga de fósforo total e aumento contínuo da transparência da água na calha principal do rio e dos ambientes adjacentes, imediatamente à jusante da barragem (Souza Filho et al., 2004; Roberto et al., 2009; Bovo-Scomparin et al., 2013).

Neste âmbito destaca-se, além da interação “rio-planície”, a contribuição que os tributários têm sobre o gradiente longitudinal dos rios em relação à estruturação das comunidades aquáticas ali presentes, levando em conta que estes contribuem com aporte de material particulado orgânico e inorgânico (Stanford & Ward, 2001). Essa contribuição ocasiona uma maior variação e heterogeneidade nestas zonas de confluência e minimiza, desta forma, os efeitos do controle de vazão impostos pelo represamento, além de auxiliar na manutenção da diversidade dos rios impactados por estas construções (Agostinho et al., 1997; Benda et al., 2004; Braghin et al., 2015). Assim, é evidente o importante papel desempenhado pelos diversos ambientes lóticos no ecossistema, uma vez que estes funcionam como uma ligação entre os diferentes compartimentos do sistema, auxiliando na distribuição e propagação de diversos organismos aquáticos, sendo considerado, portanto, um fator que pode afetar a diversidade local e, conseqüentemente, a diversidade regional destas comunidades (Rice et al., 2001; Poff et al., 2007).

Entre as comunidades aquáticas, diversos estudos demonstram a importância que os ciliados possuem na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, pois estes desempenham papel de destaque no metabolismo aquático através da ciclagem de nutrientes, do acúmulo de biomassa e do fluxo de carbono (Dietrich & Arndt, 2000; Fisher et al., 2000; Weisse, 2002; Gomes & Godinho, 2003; Balser et al., 2006; Conty et al. 2007). No entanto, apesar da reconhecida importância destes protozoários na cadeia alimentar microbiana, (Pomeroy, 1974), poucos estudos foram feitos com estes organismos em ambientes lóticos, principalmente com a finalidade de se avaliar os fatores que influenciam a estruturação desta comunidade nestes ambientes (Sola et al., 1996; Scherwass et al., 2010; Kiss et al. 2009).

Investigou-se a contribuição dos tributários associados ao rio Paraná na manutenção da diversidade de espécies de ciliados planctônicos neste sistema, em dois períodos distintos (chuva e estiagem) no último trecho livre de barramento, entre a barragem de Porto Primavera e o reservatório de Itaipu. A partir disso foi formulada a hipótese de que os processos físicos e biológicos que ocorrem nos tributários, somados

à contribuição da chuva como fator de dispersão, seriam suficientes para a manutenção do pool de espécies e aumento da heterogeneidade biótica do rio Paraná, de forma que as alterações longitudinais na estrutura da comunidade de ciliados refletiriam uma alta diversidade regional neste ambiente. Nesse sentido, foram testadas as seguintes predições: i) Há diferença significativa entre as comunidades de ciliados desde Porto Primavera até Itaipu, sendo que ao longo do rio observa-se um incremento da diversidade de espécies, devido às contribuições dos tributários, que proporcionam grande relevância como fonte de espécies para o rio Paraná, auxiliando na manutenção da diversidade e heterogeneidade biótica deste importante ecossistema aquático neotropical; ii) as precipitações apresentam grande importância no processo de dispersão das espécies de ciliados, determinando o aumento da diversidade regional no rio principal durante o período chuvoso.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área do estudo

O estudo foi realizado no sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná (Fig. 1), nos locais que estabelecem o limite entre os estados do Paraná e do Mato Grosso do Sul, além de trechos de fronteira entre Brasil e Paraguai. Este trecho compreende uma extensão de 230 km, que não foram represados, a partir da barragem de Porto Primavera até a porção superior do reservatório de Itaipu, sendo composto por vários canais secundários, lagos e rios (Souza-Filho et al., 2004). Devido a sua importância como representante de um sistema de rio-planície de inundação, esta área foi transformada em Área de Proteção Ambiental (APA) para preservar as ilhas e os ambientes adjacentes à calha principal do rio Paraná. A área em questão conta com diversas unidades de conservação, dentre elas, o Parque Nacional de Ilha Grande, que abrange diversas ilhas em seu entorno, fazendo com que essa área seja explorada de forma limitada pelas atividades antrópicas.

Foram analisados, além do rio Paraná, tributários que formam zonas de confluência com este rio ao longo de todo o trecho, totalizando, portanto, oito diferentes subsistemas da planície de inundação do alto rio Paraná (Rio Paraná, Rio Paranapanema, Rio Baía, Rio Ivinhema, Rio Ivaí, Rio Amambai, Rio Iguatemi e Rio

Piquirí). Dos rios em questão, temos dois rios amplamente impactados por barramentos em toda sua extensão, rio Paraná (4 barragens) e rio Paranapanema (8 barragens), sendo que um deles (rio Ivinhema) possui uma área de conservação ambiental, e os demais possuem atividade antrópica limitada, considerada de baixa impacto ambiental.

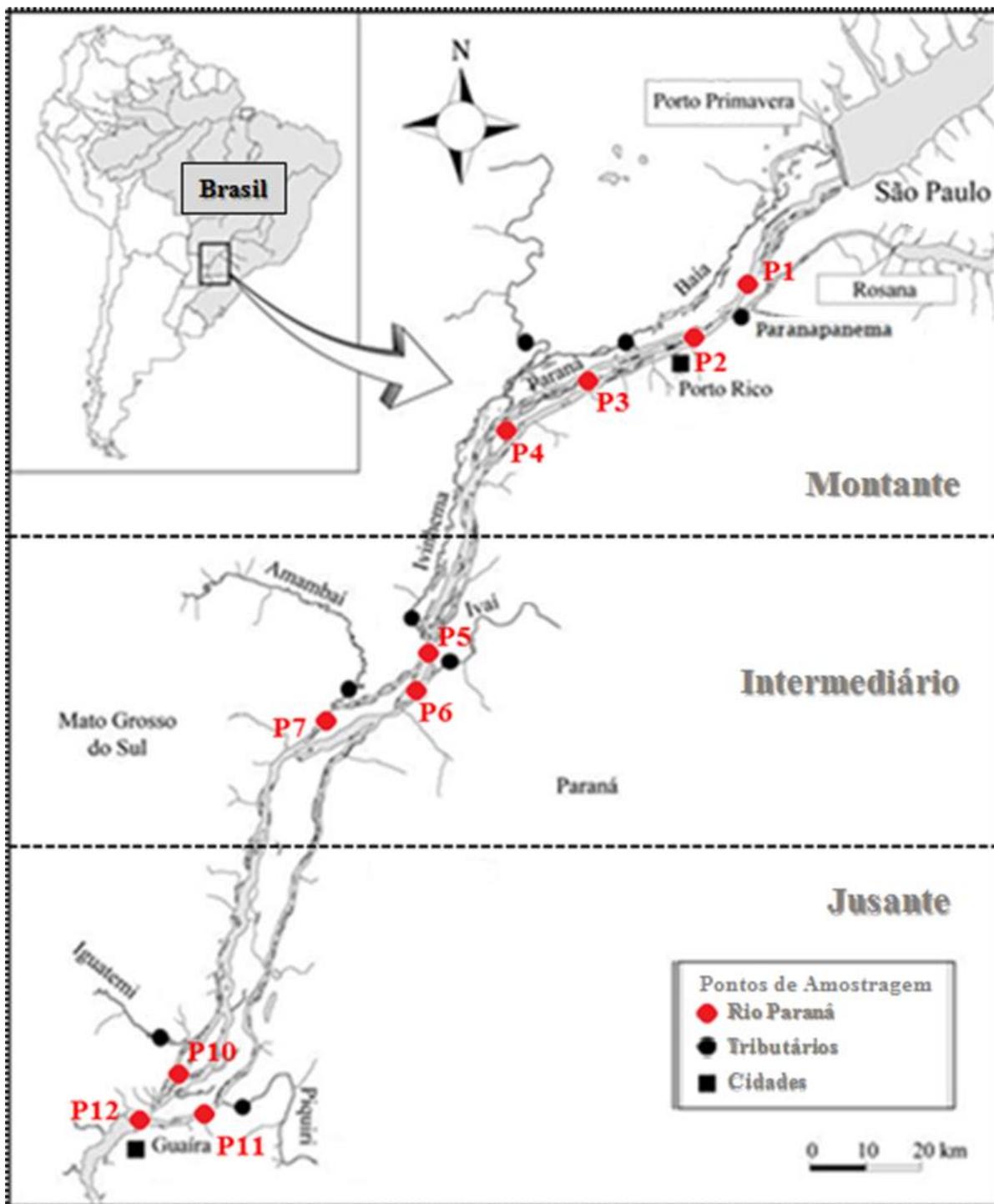


Fig. 1 - Mapa da área de estudo, mostrando o rio Paraná e seus respectivos tributários.

2.2 Amostragem

Foram realizadas quatro coletas durante os períodos chuvoso e de estiagem, de 18 ambientes. Os ambientes foram divididos em: 10 transectos ao longo do rio Paraná, consistindo em três pontos de coleta por transecto (margens e centro), totalizando 30 amostras deste ambiente por campanha e sete tributários (amostra composta das margens e centro), sendo que um destes tributários possui dois pontos de coletas, totalizando oito amostras destes ambientes por campanha. Foram realizadas 38 amostras por coleta, totalizando 152 amostras.

A matriz de dados ambientais foi constituída pela temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L; medidor YSI 550A), pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$; medidores YSI 63), nitrogênio total ($\mu\text{g}/\text{L}$; Mackereth et al., 1978), fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$; Golterman et al., 1978), transparência da água (Secchi) e profundidade (m).

Para as análises dos atributos da comunidade de ciliados planctônicos foi coletada água da sub-superfície dos ambientes (10-20 cm abaixo do contato água-ar). Em campo, foram concentrados 50L de água em 4L de amostra, através de rede com malha de 10 μm . Entre a coleta e as análises, as amostras foram armazenadas em galões com volume de 5L. Posteriormente a amostra foi novamente concentrada (de 4L para 100mL) com auxílio de rede com malha semelhante à utilizada em campo para análise direta *in vivo* em laboratório.

2.3 Análise laboratorial

Ciliados

A análise quantitativa dos ciliados foi realizada *in vivo* (Madoni, 1984), para evitar perda de células e alterações nas formas e dimensões celulares dos indivíduos decorrentes da fixação, sendo esta contagem realizada a partir de 10 alíquotas de 100 μL cada, perfazendo um total de 1ml por amostra, sendo o resultado de abundância expresso em células.L⁻¹.

Considerando que as análises quantitativas (1% da amostra) não são eficientes no registro das espécies raras, após a conclusão das contagens, uma análise qualitativa de cada amostra foi realizada com o objetivo de identificar espécies com reduzida

densidade que não foram registradas nas alíquotas durante a contagem dos ciliados. Para tal, sub-amostras de 1 mL foram analisadas em câmaras de Sedgewick-Rafter.

Os organismos foram identificados e quantificados em microscópio óptico, em aumentos de 100x, 400x e 1000x, utilizando-se literatura específica (Foissner & Berger 1996; Foissner et al. 1999).

2.4 Análise dos dados

Uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA, Anderson et al., 2008) foi realizada com o intuito de avaliar as variações espaciais e temporais de organização da comunidade de ciliados, permitindo verificar quais possuem maiores similaridades, bem como aqueles que possuem maiores dissimilaridades, através das diferentes composições das comunidades locais. A partir dessa ordenação foram feitas correlações de Spearman (Spearman rank correlation) entre as ocorrências e os dois primeiros eixos da PCoA, a fim de identificar as espécies que contribuíram para as diferenças observadas.

Uma Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA; McArdle & Anderson, 2001), foi aplicada sobre as matrizes binárias (presença e ausência de espécies) para testar possíveis diferenças entre os diversos pontos de amostragem localizados no rio principal e nos tributários. Todos os testes acima descritos foram realizados através do Primer 6 com a implementação do pacote PERMANOVA+™ (Clarke and Gorley 2006; Anderson et al. 2008).

Para avaliar a contribuição local de cada tributário para a composição regional foi realizado um teste de homogeneidade de dispersão (PERMDISP, Anderson, 2006). Este método estabelece centróides únicas para cada nível de cada fator ao longo do rio. A partir da posição da centróide, a técnica utiliza a variação no espaço multidimensional dentro de cada grupo e entre os grupos. Como a significância do teste não era a principal resposta, utilizamos a dissimilaridade entre cada par de conjuntos (antes e depois de cada tributário) para efeito de comparações, esperando que a maior dissimilaridade entre os pontos antes e depois indicaria o tributário que mais contribuiu para as diferenças na composição regional. O teste foi realizado utilizando o software R versão 3.0 (R Core Team, 2012) com o pacote *vegan* (Oksanen, 2011).

3. RESULTADOS

Foi registrada a ocorrência de 95 táxons de ciliados, agrupados em 13 ordens, distribuídos em 64 gêneros, dentre os quais foram identificadas 77 espécies distintas. Quanto aos demais táxons, 15 indivíduos foram identificados ao nível de gênero, um ao nível de ordem e dois ciliados não foram identificados. Dentre as ordens encontradas, seguindo Foissner & Berger (1996), Hymenostomatida (26 espécies) e Peritrichia (20 espécies) foram as que mais contribuíram para a riqueza específica, seguidas por Prostomatida (9 espécies), Oligotrichida (8 espécies) e Gymnostomatida (7 espécies).

Os táxons *Balanion planctonicum*, *Calyptotricha lanuginosa*, *Carchesium polypinum*, *Coleps hirtus*, *Cyclidium glaucoma*, *Tintinnidium* sp., *Urotricha farcta*, *Urotricha* sp., *Vorticella aquadulcis* e *Vorticella convallaria* foram encontrados em ambos os períodos e em diversas amostragens.

Vorticella campanulla foi encontrada em todos os períodos e ambientes, mas observa-se maior relação desta com o período chuvoso. *Holophrya discolor* também apareceu em todos os períodos, porém em poucas amostras. *Rimostrombidium humile* teve ocorrência em ambos os períodos e muitas amostras, exceto nos tributários no período de estiagem nos quais não foi encontrada. *Cinetochilum margaritaceum* e *Halteria grandinella* tiveram elevada ocorrência no período chuvoso, no entanto, isto não se repetiu no período de estiagem.

As espécies que mais contribuíram com valores de abundância durante o período de chuvas foram *Tintinnidium* sp., *Urotricha farcta*, *Vorticella aquadulcis* e *Vorticella convallaria*, destacando que *Carchesium polypinum*, *Epistylis procumbens* e *Pelagostrombidium* sp. também alcançaram valores altos, mas em amostras pontuais.

O incremento de espécies (Fig. 2) ocorreu ao longo do rio, alcançando maiores valores nos pontos localizados no trecho intermediário da área estudada. No período chuvoso, foi constatado um maior incremento ponto a ponto, bem como um maior número de espécies em relação ao período de estiagem (64 e 49 espécies, respectivamente). A região que mais contribuiu individualmente para o incremento deste atributo foi a região intermediária, entre os pontos P6 e P7, imediatamente após o rio Amambai e anterior ao rio Iguatemi.

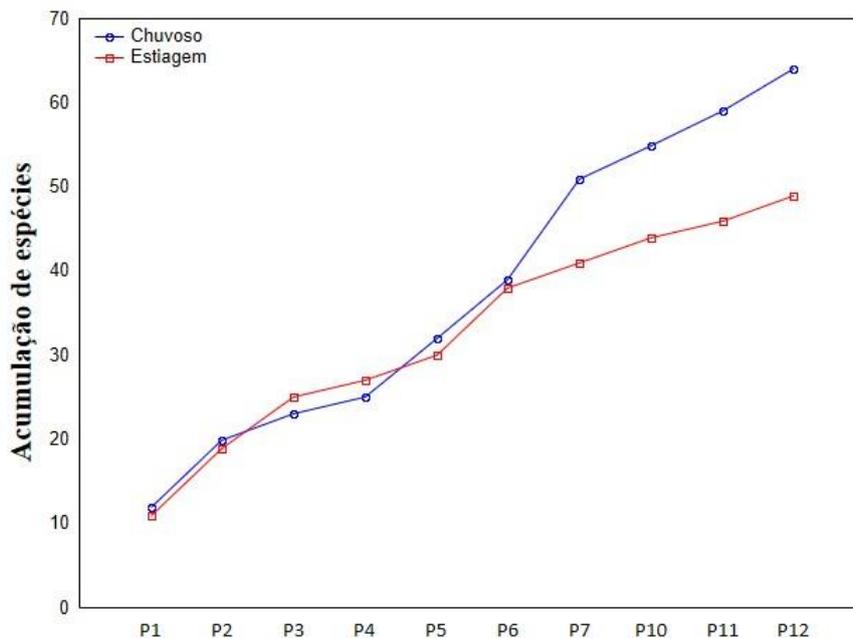


Fig. 2 – Acumulação de espécies ao longo do rio Paraná nos distintos períodos.

A região intermediária foi a que obteve maiores valores em ambos os atributos apresentados, seguida pela região mais a jusante. Nos pontos iniciais, que compreendem os quatro pontos a montante do trecho estudado, além dos três primeiros tributários, tanto a abundância de indivíduos, quanto a riqueza específica foram consideradas baixas em relação aos demais trechos analisados (Figs. 3 e 4).

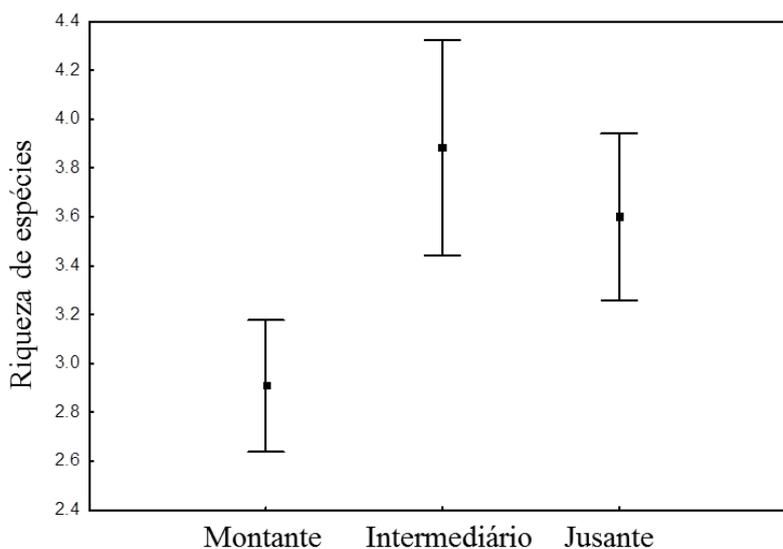


Fig. 3 – Média e desvio padrão da riqueza de espécies nos diferentes trechos. O ponto representa a média e a barra o desvio padrão da média.

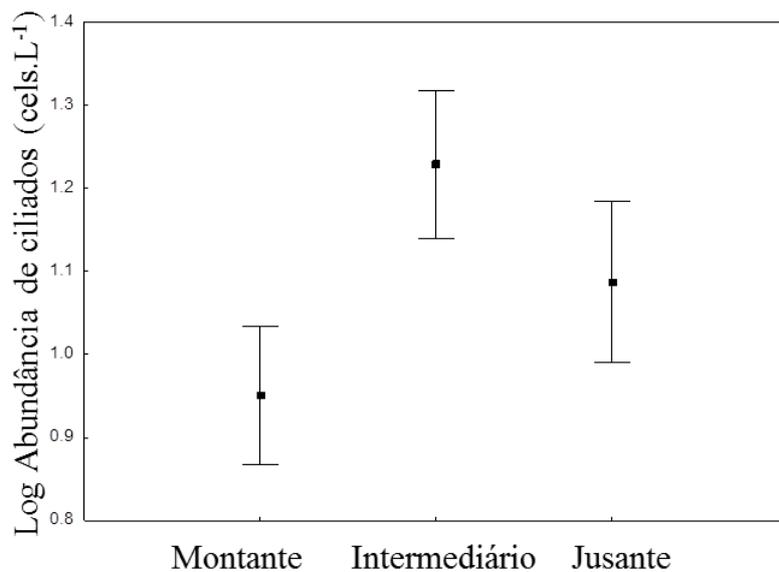


Fig. 4 – Média e desvio padrão da abundância de ciliados nos diferentes trechos. O ponto representa a média e a barra o desvio padrão da média.

Temporalmente, foi observada a tendência de maiores valores de abundância para o período chuvoso. Neste período (Figs. 5 e 6) observou-se que os pontos localizados à jusante, P11 (principalmente) e P12 apresentaram os maiores valores, destacando-se as altas abundâncias também observadas nos pontos intermediários P4 e P6. Neste sentido, a análise dos tributários quanto ao mesmo atributo, evidenciou que o rio Ivaí foi o que mais contribuiu para este aumento (Fig. 6).

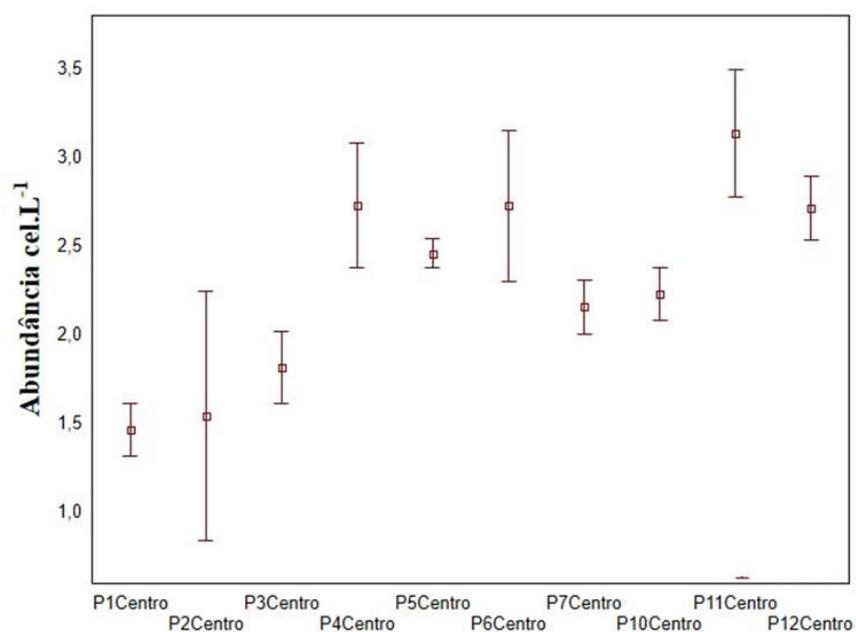


Fig. 5 – Abundância de espécies nos diferentes pontos ao longo do rio, no período chuvoso. O ponto representa a média e a barra o desvio padrão da média.

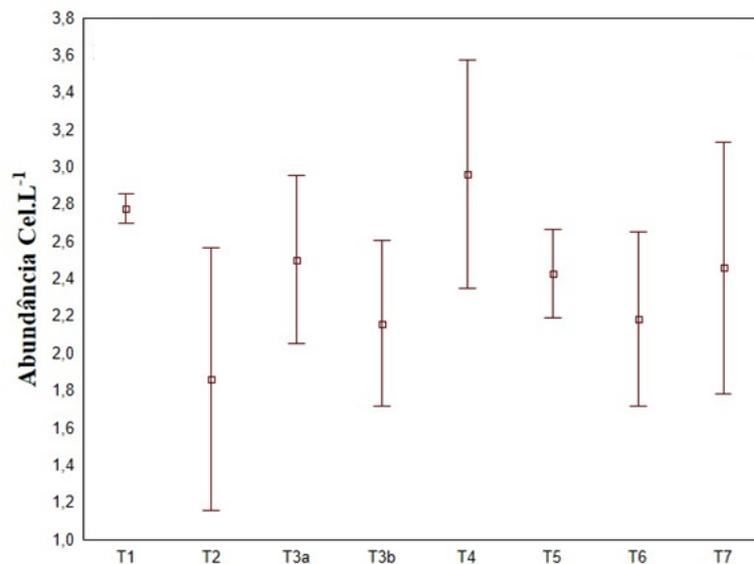


Fig. 6 – Abundância de ciliados nos tributários, no período chuvoso. T1 = Paranapanema; T2 = Baía; T3a = Ivinhemão; T3b = Ivinheminha; T4 = Ivaí; T5 = Amambai; T6 = Iguatemi; T7 = Piquiri. O ponto representa a média e a barra o desvio padrão da média.

No período de estiagem (Figs. 7 e 8), destacam-se os menores valores de abundância de ciliados para os pontos do trecho de montante P2 e P3. Observa-se, no entanto, que os valores encontrados no decorrer do rio não se alteram significativamente, como observado no outro período analisado. Os maiores valores foram encontrados no ponto final, P12, porém, não muito superiores aos demais pontos amostrados. Os tributários não obtiveram altos valores, seguindo a tendência geral verificada para este período.

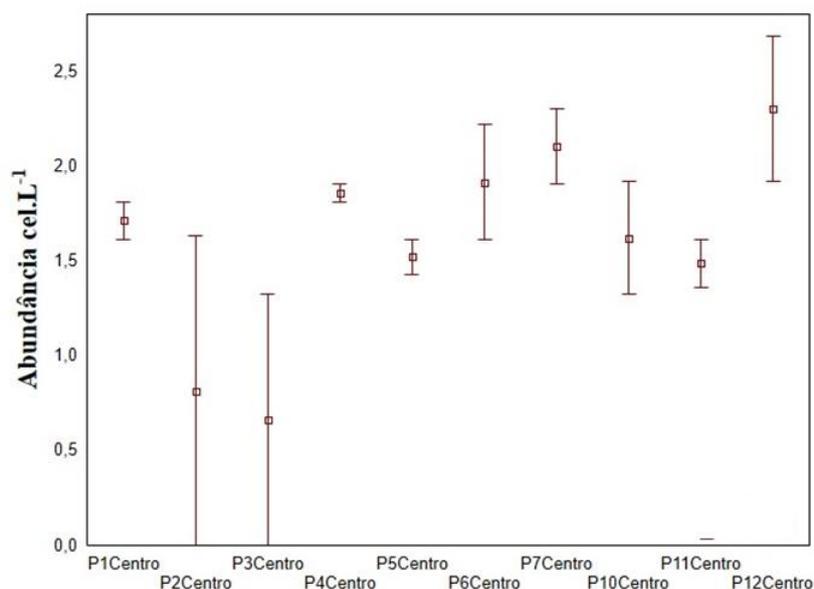


Figura 7 – Abundância de ciliados nos diferentes pontos ao longo do rio, no período de estiagem. O ponto representa a média e a barra o desvio padrão da média.

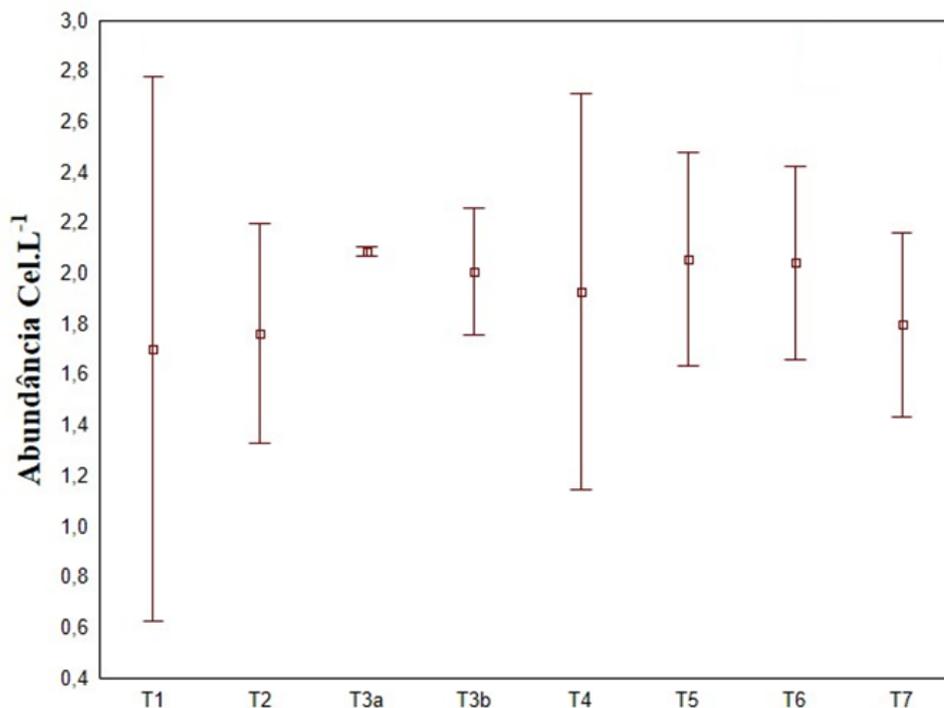


Figura 8 – Abundância de ciliados nos tributários, no período de estiagem. . T1 = Paranapanema; T2 = Baía; T3a = Ivinhemão; T3b = Ivinheminha; T4 = Ivaí; T5 = Amambai; T6 = Iguatemi; T7 = Piquiri. O ponto representa a média e a barra o desvio padrão da média.

Os resultados de uma análise de ordenação (PCoA), realizada a partir da ocorrência e abundâncias das espécies em cada ponto, evidenciaram dois padrões distintos de acordo com os períodos estudados.

No período chuvoso (Fig. 9) foi observada uma marcada segregação dos pontos mais a montante (P1) em ambos os meses amostrados, em relação aos demais pontos analisados. Com exceção de P1, os pontos compreendidos no trecho a montante da área de estudo obtiveram correlações negativas com os eixos 1 e 2. Os trechos intermediários e finais não obtiveram padrões de distribuição definidos. Quanto ao eixo 2, os pontos de novembro apresentaram uma maior correlação positiva com este eixo, enquanto no mês de fevereiro, no eixo 2, não houve padrão definido.

Destaca-se a proximidade entre os pontos P10 e P11 em fevereiro. As espécies mais correlacionadas positivamente com o eixo 1 foram *Vorticella convallaria*, *Cinetochillum margaritaceum*, *Carchesium polypinum* e *Epystilis chrysemidis*, enquanto as mais correlacionada negativamente foram *Urotricha farcta*, *Coleps hirtus* e *Euplotes moebiusi*. Já com o eixo 2, *Frontonia leucas*, *Urotricha farcta* e *Glaucoma scintillans* foram mais correlacionadas positivamente e *Cyclidium glaucoma*,

Cinetochillum margaritaceum e *Rimostrombidium humile* foram mais correlacionadas negativamente.

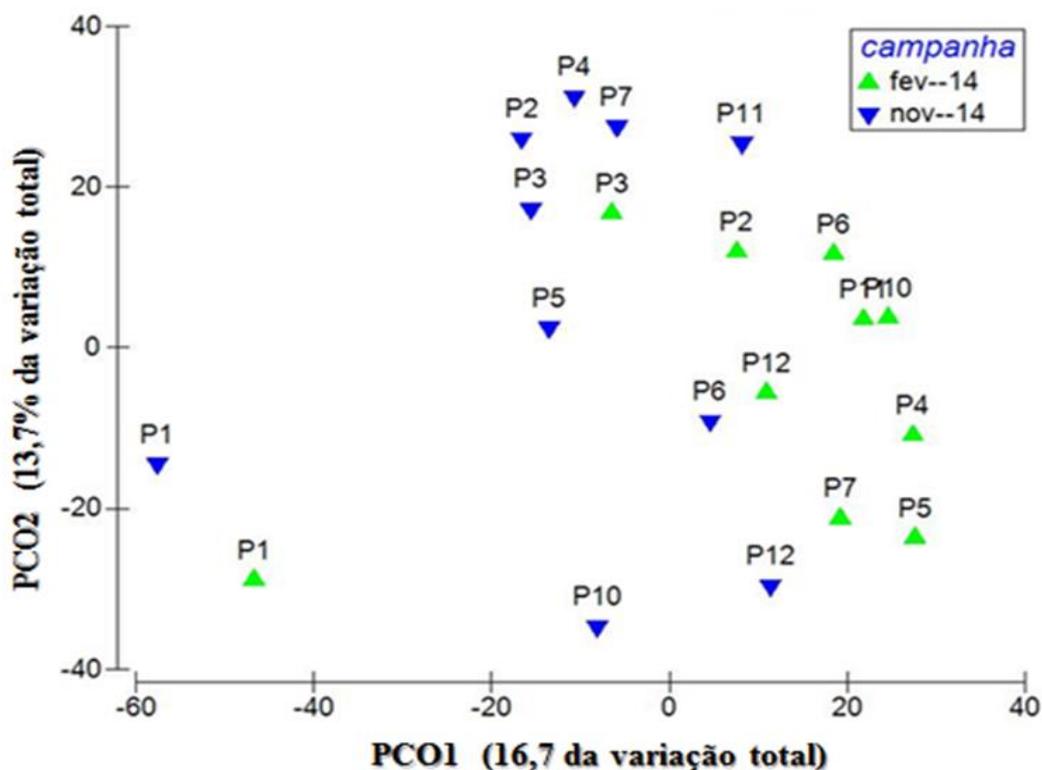


Fig. 9 – Análise de coordenadas principais no período chuvoso.

No período de estiagem (Fig. 10) não foi observado um padrão definido entre os trechos, nem entre os meses neste período de estudo. O trecho à montante ficou, de uma maneira geral, espalhado. O trecho intermediário obteve maiores resultados positivos no eixo 1 e mais dispersos no eixo 2. Os pontos à jusante obtiveram maiores resultados correlacionados positivamente ao eixo 2 e dispersos no eixo 2.

As espécies mais correlacionadas positivamente com o eixo 1 foram *Coleps hirtus*, *Vorticella convallaria* e *Urotricha farcta*, enquanto as mais correlacionada negativamente foram *Vorticella aquadulcis*, *Carchesium polypinum* e *Cyrtolophosis mulcicola*. Já com o eixo 2, *Tintinnidium sp.*, *Cyclidium glaucoma*, *Calypotricha lanuginosa*, *Phialina sp.* e *Vorticella convallaria* foram mais correlacionadas positivamente e *Rimostrombidium humile*, *Euplotes moebiusi* e *Campanella umbelaria* foram mais correlacionadas negativamente.

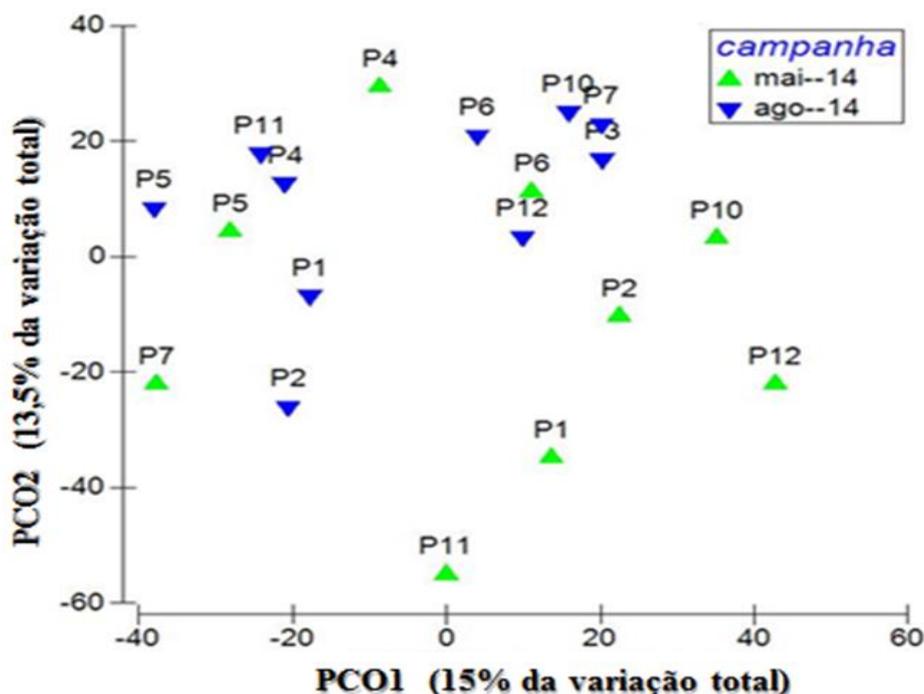


Fig. 10 – Análise de coordenadas principais no período de estiagem.

No período de estiagem não houve diferenças significativas na composição de espécies ao longo do rio quanto ao fator trecho em nenhum dos seus níveis (Pseudo- $F_{(2,9865)} = 0,94$; $p > 0.05$), nem quanto às diferentes campanhas dentro do mesmo período (Pseudo- $F_{(2,9900)} = 1,45$; $p > 0.05$). Também não foram observadas diferenças significativas quando comparados os dois fatores (Pseudo- $F_{(2,9890)} = 1,09$; $p > 0.05$).

Por outro lado, houve diferença significativa entre as duas campanhas amostradas no período chuvoso (Pseudo- $F_{(2,9906)} = 2,33$; $p < 0.002$). Quando analisados os três níveis do fator trecho a diferença foi marginalmente significativa (Pseudo- $F_{(2,9865)} = 1,34$; $p = 0,08$). No entanto não foram observadas diferenças significativas quando comparados os fatores campanha vs trecho (Pseudo- $F_{(2,9863)} = 1,08$; $p > 0.05$).

Comparando-se ponto a ponto, foi possível observar que houve baixa similaridade entre os trechos analisados, sugerindo grandes alterações na comunidade como um todo, ao longo de todo o rio. Durante o período chuvoso (Fig. 11) observa-se uma alta variação nos dois primeiros pontos, compreendidos entre o ponto logo abaixo da barragem de Porto Primavera e depois da entrada do primeiro tributário (Paranapanema). Observa-se que, no entanto, nos próximos pontos a variação é menor do que a encontrada neste primeiro ponto, voltando a aumentar nos pontos intermediários e finais do rio.

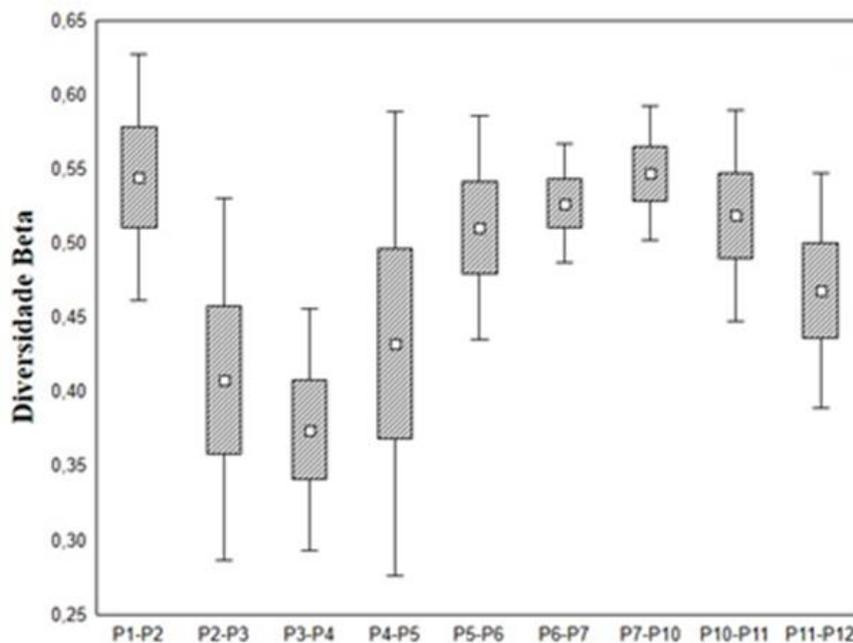


Fig. 10 – Variação de espécies ao longo do rio Paraná, durante o período de chuvas. O ponto representa a média, a caixa o erro padrão e a barra o desvio padrão da média.

No período de estiagem (Fig. 12) o padrão encontrado foi o contrário do descrito anteriormente para o período chuvoso. Foram registrados altos valores de variação nos pontos iniciais, com maiores valores nos pontos compreendidos entre P2 e P3, sendo que nos pontos intermediários e finais, observou-se a tendência de diminuição da variação.

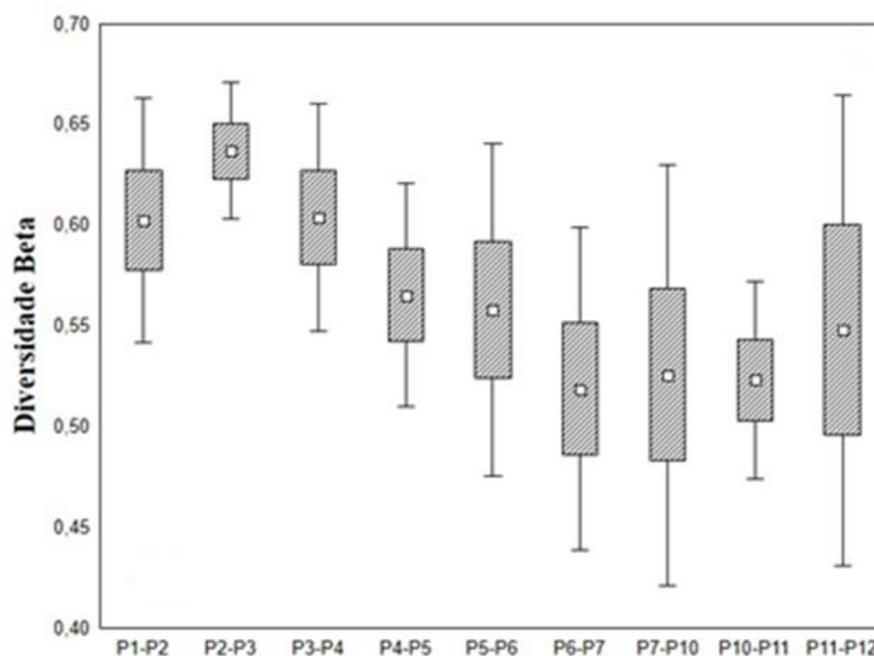


Fig. 112 – Variação de espécies ao longo do rio Paraná, durante o período de estiagem. O ponto representa a média, a caixa o erro padrão e a barra o desvio padrão da média.

4. DISCUSSÃO

A estrutura da comunidade de ciliados planctônicos foi significativamente diferente entre os trechos estudados, mas isso foi evidente especialmente em um dos períodos analisados, o período chuvoso. Os resultados encontrados no estudo evidenciam que o rio, logo após a barragem, encontra-se com reduzida diversidade de espécies. Outros estudos mostraram que muitas alterações ocorrem na região logo abaixo do barramento, dentre as quais estão mudanças que causam redução na biodiversidade de algumas comunidades (Ward & Stanford, 1995; Stanford & Ward, 2001; Poff et al., 2007) e o decréscimo na abundância de protozoários planctônicos ao longo do curso do rio (Scherwass et al., 2010) .

Durante o período de estiagem os atributos da comunidade não variaram significativamente ao longo do rio, sendo que para algumas análises foi constatado que a variação foi gradativamente reduzida. Neste período, o rio encontrava-se com um nível muito abaixo do normal. Sugere-se que a ocorrência deste padrão homogêneo, do ponto de vista biótico, foi resultado da falta de conectividade entre os diferentes ambientes, o que não propicia a entrada de novas espécies no sistema, aliado às características lóticidas dos ambientes estudados, as quais limitam a ocorrência e a persistência dos ciliados planctônicos na calha do rio (Horvath & Lamberti, 1999; Pauleto et al., 2009). Algumas espécies ocorreram apenas neste período, mas não foram, no entanto, consideradas características do período de estiagem por ocorrerem unicamente em um ponto, sendo, portanto, classificadas como raras no ambiente estudado.

Entretanto, foi evidenciada uma alteração mais substancial no período chuvoso do que no período de estiagem. Observa-se que os primeiros pontos a montante, neste período, são muito distintos dos demais, sugerindo grande variação entre as espécies destes locais em relação aos outros pontos amostrados. Estes pontos se encontram logo após o barramento de Porto Primavera, onde muitas espécies ficam retidas no reservatório, sem conexão com a calha do rio principal, exceto quando suas comportas são abertas. A isto se adiciona o fato de que não há tributários nos entornos destes pontos, limitando, portanto, a possibilidade de aporte de espécies de outros ambientes.

Diretamente após a zona de confluência do primeiro tributário, na margem esquerda do rio Paraná, é observada uma grande variação, decorrente do incremento de

espécies entre um ponto e outro. Foi evidenciada também uma diferença significativa entre as distintas campanhas, fevereiro e novembro dentro deste período, devido à entrada de indivíduos do gênero *Vorticella* pela UHE de Rosana, no rio Paranapanema, aspecto que será abordado posteriormente. A tendência de incremento de espécies foi notada ao longo de todo o rio, sendo observada também nos demais pontos do trecho à montante da área de estudo. Os demais pontos deste trecho possuem confluência direta com dois tributários de características distintas, localizados na margem direita do rio principal. O primeiro destes tributários obteve valores relativamente altos de abundância de ciliados e é caracterizado por ser rico em compostos húmicos (Train & Rodrigues, 1997), resultados de atividades agropecuárias em todo seu entorno, que colaboram, portanto, com o aporte de diversos tipos de compostos, alterando as características do rio em questão. Alguns estudos têm evidenciado relações entre o aumento de matéria orgânica e o aumento da abundância de ciliados (Blatterer, 2002). O segundo tributário supracitado é o rio principal de uma área de conservação ambiental, o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, caracterizado, portanto, por ser um rio mais preservado, no qual foram amostrados dois pontos distintos, sendo que o segundo ponto, em sua foz no rio Paraná, registraram-se valores altos de riqueza específica de ciliados. Algumas espécies de ciliados possuem relações positivas com ambientes bem conservados (Lair, 1999), o que poderia explicar a diversidade local relativamente elevada neste ambiente.

As variações mais significativas, no entanto, foram observadas nos trechos intermediários do rio Paraná. Embora a estatística corrobore estes resultados apenas marginalmente, os dados evidenciam uma alteração significativa entre este trecho e o anterior. É evidente também a maior contribuição pontual dos tributários situados neste trecho intermediário, os quais se caracterizam por não possuírem barramentos ao longo de toda sua extensão, estando situado um em cada margem do rio principal. Nestes tributários do trecho intermediário, especificamente, foram encontrados tanto o maior valor de riqueza específica, quanto o maior valor de abundância de espécies, durante o período em análise. Ressalta-se o fato de que não foi observada dominância de espécies nestes ambientes adjacentes. A ausência de empreendimentos do porte de hidrelétricas, nestes casos, combinados com chuvas durante os dias que antecederam as coletas, contribuíram para uma maior heterogeneidade biótica nestes ambientes, em relação aos demais tributários dos outros trechos analisados. Alguns estudos apontam que rios que

não apresentam barramentos, não apresentam efeitos de homogeneização biótica (Poff et al., 2007).

Não obstante, foi observada a maior diversidade local e os maiores valores de abundância na calha do rio Paraná, nos pontos localizados próximos às confluências com os tributários em questão. Neste sentido, foi evidenciado para a comunidade zooplancônica, que tributários adjacentes, livres de barragens, funcionam como fonte de espécies para rios de maior porte, impactados por barramentos (Braghin et al. 2015). Associados a estes resultados observamos também que a variação de espécies observada nos pontos de encontro dos rios adjacentes com o rio principal, atingiu valores que sugerem uma maior heterogeneidade biótica promovida por estes ambientes, evidenciando sua importância para a manutenção de espécies de rios de maiores portes.

Nos trechos localizados à jusante do rio, as variações foram pouco menores do que as encontradas no trecho intermediário, mas ainda assim bem superiores ao trecho de montante. Ressalta-se o fato de que neste conjunto de pontos de amostragem, os rios que possuem confluência direta com a calha do rio principal, também não possuem barramentos ao longo de sua extensão. O primeiro tributário deste trecho possui confluência com a margem direita do rio Paraná e o segundo com a margem esquerda, do mesmo rio. Ambos contribuíram pontualmente para o incremento da diversidade do rio principal. Outro fator que aparenta ter contribuído para alta diversidade do rio principal, é a presença da unidade de conservação do Parque Nacional de Ilha Grande, fato que propicia uma melhor qualidade da água, uma vez que os efeitos antrópicos são limitados, conforme foi observado também para a unidade de conservação presente no rio Ivinhema.

Apesar de todo o estudo envolver apenas regiões limnética de água corrente, das espécies que mais influenciaram os resultados poucas têm como *habitat* preferencial áreas exclusivamente planctônicas, sendo que muitas outras espécies que obtiveram tanto altas densidades, quanto elevada frequência de ocorrência, variam entre espécies de hábitos mais generalistas até espécies de origem bentônicas. Kiss et al. (2009) afirmam, ainda, que a maioria das espécies de protistas presentes em estudos de águas correntes tem origem bentônica. Parte dos táxons (25 espécies) encontrados nas amostragens foi previamente relatado em diversos estudos que analisavam as

comunidades perifíticas (Mieczan, 2010) e de solo (Foissner & Berger, 1996; Foissner, 1997; Foissner, 1998; Foissner, 1999; Bamforth, 2001; Esteban et al., 2005).

Neste sentido, alguns fatores parecem ter contribuído para a ocorrência de espécies que, a princípio, não seriam comuns a ambientes pelágicos. Tendo em vista que rios que possuem barramentos têm o fluxo da água, a intensidade e a duração dos pulsos de inundação regulados, um dos fatores que podem auxiliar na manutenção da diversidade, é a ocorrência de precipitações nos ambientes adjacentes.

Nas campanhas que compreenderam o período chuvoso, as precipitações ocorreram em aproximadamente 50% dos dias de campanha, enquanto nos períodos de estiagem choveu em aproximadamente 14% do período total da campanha. As precipitações que ocorrem nestes ambientes conferem ao sistema características semelhantes aos efeitos causados pelos pulsos de cheia em planícies de inundação (Thomaz, et al, 2007), principais fatores reguladores das trocas bióticas, propiciando o aumento da similaridade entre os ambientes, através da conectividade entre os sistemas, bem como ocasiona um aumento na vazão dos rios (McCabe & Wolock, 2002).

Aliados aos efeitos causados pelas chuvas, as espécies perifíticas, por exemplo, são frequentemente carregadas pelo aumento da velocidade de corrente de água decorrente das precipitações. Estudos evidenciam os efeitos do fluxo em algas perifíticas, indicando que qualquer presença de corrente influencia no desprendimento de espécies de seus substratos, causando redução da riqueza de espécies desta comunidade (Ryder et al. 2006).

Neste sentido, espécies típicas de solo, presentes nas margens e regiões litorâneas estiveram mais suscetíveis a serem transportadas para o rio no mesmo período, uma vez que com as chuvas, além do revolvimento do sedimento, a conectividade entre os ambientes aumenta. Além disso, sugere-se que as espécies de características bentônicas que foram encontradas no plâncton, sejam, em parte, resultado da turbulência criada pela chuva, a qual provoca maior mistura das águas superficiais com as águas de regiões mais profundas. Conforme já foi observado em estudos envolvendo comunidades zooplantônicas, o aumento da conectividade pode favorecer o transporte de espécies de outros compartimentos, como as regiões bentônica e litorânea, para as regiões pelágicas (Lansac-Tôha et al., 2009). Portanto, o período

chuvoso, aparentemente, determina a ocorrência de diversas espécies e contribui até mesmo para a dispersão das mesmas, levando a uma elevada heterogeneidade biótica do sistema. A isto se acrescenta a visível importância das confluências entre tributários e o rio principal, pois no decorrer de todo o rio foi observado o aumento da diversidade e do incremento de espécies associado à presença destas confluências.

Assim, foi evidenciada uma expressiva alteração na composição de espécies entre os diversos pontos amostrados, chegando ao total de 95 espécies registradas, diversidade regional que se aproxima de outros estudos também realizados em ambientes lóticos (Kiss et al., 2009; Tirjaková & Vdačný, 2013). Apesar do alto número de espécies encontrado, a diversidade local, foi considerada baixa. Tendo por base os resultados obtidos, o número de espécies encontradas foi em média 4 espécies por amostra. Desta forma, como discutido anteriormente, sugere-se que o resultado observado é proveniente de diversos fatores característicos de sistemas lóticos, ambientes nos quais os ciliados não possuem a capacidade de desenvolver grandes populações e garantir o incremento local da abundância da comunidade, dentre os quais destacamos como primordial a própria correnteza.

Portanto, nos ambientes de águas correntes, os fatores locais mais relevantes para o estabelecimento de populações de ciliados, dentre os quais estão a disponibilidade de alimentos e estrutura do *habitat*, não propiciam a persistência dos ciliados, pois estas são fortemente limitadas pela velocidade de corrente (Hart & Finelli, 1999; Blatterer, 2002). Tal condição hidrodinâmica afeta também sua busca por alimentos e fuga de predadores, fato que suporta a ideia de que os rios não favorecem a diversidade local de ciliados, fato que já foi evidenciado tanto para ciliados, quanto para outros grupos de organismos planctônicos (Hart & Finelli, 1999; Naudin et al., 2001; Pauleto et al., 2009).

Ainda que ambientes lóticos não favoreçam o estabelecimento local destas comunidades de protozoários planctônicos, o presente estudo evidencia uma grande diversidade regional, como destacado anteriormente, com um número total de 95 espécies, sendo a contribuição dos tributários o principal fator para esta elevada diversidade. Contudo, destaca-se também a relevância do fator correnteza para a diversidade regional, no sentido de que esta diversidade é determinada pela capacidade

dos indivíduos de vencerem as distâncias e as barreiras entre os ambientes, os quais afetam a dispersão e a colonização de novas áreas (Hubbell, 2001).

Assim sendo, apesar de não contribuir para a persistência da diversidade local, a corrente de água contribui muito em escalas regionais, uma vez que propagação destes protozoários ocorre naturalmente pelo fluxo da água (Blatterer, 2002). Desta forma, o rio age de forma positiva para a comunidade de ciliados, pois acelera a velocidade de dispersão, diminuindo o tempo em que determinadas espécies podem alcançar e colonizar outros locais, nos quais estas encontram ambientes com condições que propiciam sua persistência, como lagos e lagoas.

Ainda neste sentido, há evidências de que as barragens presentes, tanto no primeiro tributário da área investigada, o rio Paranapanema, como o próprio barramento deste rio, impactam negativamente a diversidade de ciliados planctônicos, aumentando a dominância de espécies de alguns grupos, como indivíduos da ordem Peritrichia.

Conforme comentado anteriormente, foi observada uma diferença significativa entre as campanhas pertencentes ao período chuvoso (fevereiro e novembro), considerando que na primeira (fevereiro), ocorreu uma grande entrada de indivíduos do gênero *Vorticella* (*Vorticella convallaria* e *Vorticella aquadulcis*), provenientes da UHE de Rosana, localizada no rio Paranapanema. O gênero em questão atingiu valores de abundância muito mais elevados do que qualquer outro grupo, no referido mês. O período chuvoso, caracterizado pelo aumento do fluxo de água e da homogeneização ambiental, contribuiu marcadamente para a dispersão e propagação destas espécies. Essas *vorticelas* possuem hábitos sésseis, sendo encontradas geralmente nas comunidades bentônicas, perifíticas e epizóicas (Foissner & Berger, 1996). Os indivíduos deste gênero encontrados neste estudo estiveram, em sua maioria, aderidos a algas do gênero *Microcystis*, espécies de algas características de reservatórios, nos quais as florações são frequentes quando estes não são manejados de maneira eficiente (Benndorf & Henning, 1989; Oh et al., 2001; Mansano et al. 2013).

A combinação entre os organismos já foi previamente caracterizada como uma relação mutualística entre vorticelídeos e cianofíceas, no qual a alga permite o estabelecimento dos ciliados no plâncton, bem como diminui a chance de predação destes por esta ser pouco palatável e liberar toxinas. *Vorticella*, por sua vez, aumenta a

superfície de contato dos organismos, prevenindo a predação por organismos maiores (Pratt & Rosen, 1983; Kerr, 1983; Canter et al., 1992; Mansano et al., 2013). A estratégia adotada foi considerada fundamental para as altas abundâncias destes organismos no plâncton tanto do tributário, como da calha do rio principal, visto que em todo o período da primeira campanha, ambas as espécies dominaram a região planctônica ao longo de uma extensão superior a 230 quilômetros.

Neste sentido, diversos estudos mostram que variações em escalas regionais são processos significantes para a manutenção dos padrões da biodiversidade nativa, alguns estudos ainda sugerem que a presença de barragens em rios pode transformar impactos em escalas locais e regionais em impactos muito maiores (Lins & Slack, 1999; McCabe & Wolock, 2002, Poff et al., 2007).

Desta forma, observa-se que da mesma maneira que a chuva e os tributários podem contribuir amplamente para a heterogeneização biótica e enriquecimento do pool de espécies regionais, em determinados casos, quando a ação antrópica, especialmente aquela relacionada a barramentos, não é regida por estudos de impacto ambiental e planos de conservação e manejo, as consequências para o ambiente podem tomar proporções desastrosas para as comunidades bióticas e para o metabolismo e serviços dos ecossistemas, em geral.

5. CONCLUSÕES

- ❖ Foi demonstrada a importância dos rios como fontes de dispersão e propagação de espécies ao longo de todo o sistema, bem como, destaca a contribuição dos tributários e da precipitação para o aumento da diversidade regional no rio principal, aumentando, desta forma, a heterogeneidade biótica de todo o sistema.
- ❖ Foi evidenciado também o potencial homogeneizador da fauna, causado pelas barragens situadas nos tributários adjacentes ao rio. Enfatiza-se que os principais fatores anteriormente discutidos neste estudo, como o potencial dispersor de ambientes lóticos e a importância dos tributários como fontes de espécies ao rio principal, considerados fundamentais para a determinação das diversidades locais e, especialmente regionais das comunidades protozooplanctônicas, podem agir como fatores de homogeneização biótica em ambientes, quando ocorrer o barramento dos tributários.

- ❖ Os resultados obtidos sugerem ainda uma grande importância das unidades de conservação nos ambientes adjacentes (Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema e Parque Nacional de Ilha Grande) na manutenção da integridade hidrodinâmica do rio principal, pois estes se mostraram fundamentais para a elevada diversidade de organismos planctônicos ao longo de todo o sistema, bem como para sua dispersão para garantir a manutenção da biodiversidade de microrganismos, sendo amplamente sugerido que os tributários não sejam alvos de barramentos, a fim de evitar a homogeneização biótica e a redução da biodiversidade do ecossistema como um todo.

REFERÊNCIAS

Agostinho AA, Gomes LC, Fernandes DR, Suzuki HI. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18, 299-306.

Agostinho AA, Júlio Jr. HF, Gomes LC, Bini LM, Agostinho CS. 1997. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In: Vazzoler, A.E.A. De M.; Agostinho, A.A.; Hahn, N.S. (Ed.). *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM: Nupélia. p.179-208.

Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1119-1132.

Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 4, 255-268.

Anderson MJ. 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62(1), 245-253.

Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR. 2008. *PERMANOVA for PRIMER: Guide to software and statistical methods*. PRIMER-E, Plymouth

Balsler TC, McMahon K, Bart D, Bronson D, Coyle D, Craig N, Flores M, Forshay K, Jones S, Kent A, Shade A. 2006. Bridging the gap between micro- and macroscale perspectives on ecosystem response to disturbance. *Plant and Soil*, 289, 59–70.

Bamforth SS. 2001. Proportions of active ciliate taxa in soils. *Biology and fertility of soils*, 33(3), 197-203.

Benda L, Andras K, Miller D, Bigelow P. 2004. Confluence effects in rivers: interactions of basin scale, network geometry, and disturbance regimes. *Water Resources Research*, 40, W05402.

Benndorf J, Henning M. 1989. Daphnia and toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in Bautzen Reservoir (GDR). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 74(3), 233-248.

Blatterer H. 2002. Some conditions for the distribution and abundance of ciliates (Protozoa) in running waters--Do we really find every species everywhere?. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, 28(2), 1046-1049.

Bovo-Scomparin VM, Train S, Rodrigues LC. 2013. Influence of reservoirs on phytoplankton dispersion and functional traits: a case study in the Upper Parana´ River, Brazil. *Hydrobiologia*, 702, 115–127

Bozelli RL, Thomaz SM, Padial AA, Lopes PM, Bini LM. 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753(1), 233-241.

Braghin LS, Figueiredo BR, Meurer T, Michelin TS, Simões NR, Bonecker CC. 2015. Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. *Aquatic Ecology*, 49(2), 175-187.

Canter HM, Walsby AE, Kinsman R, Ibelings BW. 1992. The effect of attached vorticellids on the buoyancy of the colonial cyanobacterium *Anabaena lemmermannii*. *British Phycological Journal*, 27(1), 65-74.

Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-117.

Clarke KR, Gorley RN. 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth

Conty A, Criado FG, Bécares E. 2007. Changes in bacterial and ciliate densities with trophic status in Mediterranean shallow lakes. *Hydrobiologia*, 584, 327–335.

Dietrich D, Arndt H. 2000. Biomass partitioning of benthic microbes in a Baltic inlet: relationships between bacteria, algae, heterotrophic flagellates and ciliates. *Marine Biology*, 136, 309-322.

Esteban GF, Clarke KJ, Olmo JL, Finlay BJ. 2006. Soil protozoa - An intensive study of population dynamics and community structure in an upland grassland. *Applied Soil Ecology*, 33(2), 137-151.

Fisher MM, Klug JL, Lauster G, Newton M, Triplet EW. 2000. Effects of Resources and Trophic Interactions. *Freshwater Bacterioplankton Diversity*, 40(2), 125-138.

Foissner W. 1997. Soil ciliates (Protozoa: Ciliophora) from evergreen rain forests of Australia, South America and Costa Rica: diversity and description of new species. *Biology and Fertility of Soils*, 25(4), 317-339.

Foissner W. 1998. An updated compilation of world soil ciliates (Protozoa, Ciliophora), with ecological notes, new records, and descriptions of new species. *European Journal of Protistology*, 34(2), 195-235.

Foissner W. 1999. Notes on the soil ciliate biota (Protozoa, Ciliophora) from the Shimba Hills in Kenya (Africa): diversity and description of three new genera and ten new species. *Biodiversity & Conservation*, 8(3), 319-389.

Foissner W, Berger H. 1996. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwater biology*, 35(2), 375-482.

Foissner W, Berger H, Schaumburg J. 1999. Identification and ecology of limnetic plankton ciliates. *Munich: Bavarian State Office for Water Management*.

Golterman HL, Clyno RS, Ohnstad MAM. 1978. *Methods for chemical analysis of fresh water*. Blackwell, 214.

Gomes EAT, Godinho MJL. 2003. Structure of the protozooplankton community in a tropical shallow and eutrophic lake in Brazil. *Acta Oecologica*, 24, 153-161.

Hart DD, Finelli CM. 1999. Physical-biological coupling in streams: the pervasive effects of flow on benthic organisms. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, 363-395.

Horvath TG, Lamberti GA. 1999. Mortality of zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, veligers during downstream transport. *Freshwater Biology*, 42(1), 69-76.

Hubbell SP. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32) (Vol. 32). Princeton University Press.

- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127.
- Kerr SJ. 1983. Colonization of blue-green algae by *Vorticella* (Ciliata: Peritrichida). *Transactions of the American Microscopical Society*, 102(1), 38-47.
- Kiss AK, Acs E., Kiss KT. 2009. Structure and seasonal dynamics of the protozoan community (heterotrophic flagellates, ciliates, amoeboid protozoa) in the plankton of a large river (River Danube, Hungary). *European Journal of Protistology*, 45, 121–138.
- Lair N, Jacquet V, Reyes-Marchant P. 1999. Factors related to autotrophic potamoplankton, heterotrophic protists and micrometazoan abundance, at two sites in a lowland temperate river during low water flow. *Hydrobiologia*, 394, 13-28.
- Lansac-Tôha FA, Bonecker CC, Velho LFM., Simões NR, Dias JD, Alves GM, Takahashi EM. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 539-549.
- Lins HF, Slack JR. 1999. Streamflow trends in the United States. *Geophysical Research Letters*, 26(2), 227-230.
- Mackereth FYH, Heron J, Talling JF. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, 36, 1-120.
- Madoni P. 1984. Estimation of the size of freshwater ciliate populations by a subsampling technique. *Hydrobiologia*, 111, 201–206.
- Mansano AS, Hisatugo KF, Leite MA, Luzia AP, Regali-Selegim MH. 2013. Seasonal variation of the protozooplanktonic community in a tropical oligotrophic environment (Ilha Solteira reservoir, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 73(2), 321-330.
- McArdle BH, Anderson MJ. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82, 290–297.
- McCabe GJ, Wolock DM. 2002. A step increase in streamflow in the conterminous United States. *Geophysical Research Letters*, 29(24), 38-1.

- Mieczan T. 2010. Periphytic ciliates in three shallow lakes in eastern Poland: A comparative study between a phytoplankton-dominated lake, a phytoplankton-macrophyte lake and a macrophyte-dominated lake. *Zoological Studies*, 49, 589-600.
- Naudin JJ, Cauwet G, Fajon C, Oriol L, Terzić S, Devenon JL, Broche P. 2001. Effect of mixing on microbial communities in the Rhone River plume. *Journal of Marine Systems*, 28(3), 203-227.
- Neiff JJ. 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência*, 15(6), 424-441.
- Oh HM, Lee SJ, Kim JH, Kim HS, Yoon BD. 2001. Seasonal variation and indirect monitoring of microcystin concentrations in Daechung Reservoir, Korea. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(4), 1484-1489.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, O'Hara RB, Simpson GL, Stevens MHH, Wagner H. 2011. Vegan: community ecology package. Version 1.17-11. <http://vegan.r-force.r-project.org/>
- Pauleto GM, Velho LFM, Buosi PRB, Brão AFS, Lansac-Tôha FA, Bonecker CC. 2009. Spatial and temporal patterns of ciliate species composition (Protozoa: Ciliophora) in the plankton of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 517-527.
- Poff NL, Olden JD, Merritt DM, Pepin DM. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5732-5737.
- Pomeroy LR. 1974. The ocean's food web: a changing paradigm. *BioScience*, 24, 499-504.
- Postel, S., Richter, B. 2012. Rivers for life: managing water for people and nature. Island Press.
- Power ME, Dietrich WE, Finlay JC. 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental management*, 20(6), 887-895.

- Pratt JR, Rosen BH. 1983. Associations of species of Vorticella (Peritrichida) and planktonic algae. *Transactions of the American Microscopical Society*, 102(1), 48-54.
- R Core Team. 2012. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing: Vienna. <http://www.R-project.org/>
- Rice SP, Greenwood MT, Joyce CB. 2001. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(4), 824-840.
- Richter BD, Baumgartner JV, Braun DP, Powell J. 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14(4), 329-340.
- Roberto MC, Santana NF, Thomaz SM. 2009. Limnology in the Upper Parana River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 717-725.
- Ryder DS, Watts RJ, Nye E, Burns A. 2006. Can flow velocity regulate epixylic biofilm structure in a regulated floodplain river?. *Marine and Freshwater Research*, 57(1), 29-36.
- Scherwass A, Bergfeld T, Schöl A, Weitere M, Arndt H. 2010. Changes in the plankton community along the length of the River Rhine: Lagrangian sampling during a spring situation. *Journal of Plankton Research*, 32(4), 491-502.
- Sola A, Serrano S, Guinea A. 1996. Influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates in the River Henares (Central Spain). *Hydrobiologia*, 324(3), 237-252.
- Souza Filho EE. 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 707-716.
- Souza Filho EE, Stevaux JC. 2004. Geology and geomorphology of the Baía-Curutuba-Ivinheima river complex. 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, 1-29.

- Stanford JA, Ward JV. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17, 303-310.
- Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579(1), 1-13.
- Thomaz SM, Roberto MC, Lansac-Tôha FA, Lima AF, Esteves FA. 1992. Características limnológicas de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima – (PR, MS-Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 4, 32-52.
- Thorp JH, Thoms MC, DeLong MD. 2008. *The Riverine Ecosystem Synthesis: Toward Conceptual Cohesiveness in River Science*. Elsevier, London.
- Tirjaková E, Vďačný P. 2013. Analysis and evolution of water quality of the upper Váh River (northern Slovakia) by long-term changes in the community structure of ciliates (Protista: Ciliophora). *Biologia*, 68(4), 667-678.
- Train S, Rodrigues LC. 1997. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, 361(1-3), 125-134.
- Velho LFM, Lansac-Tôha FM, Buosi PRB, Meira, BR, Cabral AF, Lansac-Tôha FA. 2013. Structure of planktonic ciliates community (Protist, Ciliophora) from an urban lake of southern Brazil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 35(4), 531-539.
- Ward JV, Stanford JA. 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10 (2-4), 159-168.
- Ward JV, Tockner K, Schiemer F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*. 15, 125–139.
- Weisse T. 2002. The significance of inter- and intraspecific variation in bacterivorous and herbivorous protists. *Antonie van Leeuwenhoek*, 81, 327–341.

APÊNDICE A. Presença (X) e ausência () espécies nos diferentes ambientes e períodos.

Espécies	Rio Paraná		Tributários	
	Cheia	Estiagem	Cheia	Estiagem
COLPODEA				
<i>Colpoda steinii</i> (Maupas, 1883)	X			
<i>Cyrtolophosis mucicola</i> (Stokes, 1885)		X		
CYRTOPHORIDA				
<i>Chilodonella uncinata</i> (Ehrenberg, 1838)	X		X	
<i>Odontochlamys alpestris</i> (Foissner, 1981)		X		
<i>Pseudochilodonopsis</i> sp.		X		
GYMNOSTOMATIDA				
<i>Askenasia volvox</i> (Eichwald, 1852)		X		
<i>Cyclotrichium viride</i> (Gajewskaja, 1933)			X	
<i>Enchelys gasterosteus</i> (Kahl, 1926)	X		X	X
<i>Lagynophrya acuminata</i> (Kahl, 1935)		X		
<i>Mesodinium pulex</i> (Claparède & Lachmann, 1859)		X		X
<i>Paradileptus elephantinus</i> (Svec, 1897)		X		
<i>Trachelius ovum</i> (Ehrenberg, 1831)		X		
HYMENOSTOMATIDA				
<i>Calyptotricha lanuginosa</i> (Pennard, 1922)	X	X	X	X
<i>Cinetochilum margaritaceum</i> (Ehrenberg, 1831)	X	X	X	
<i>Colpidium colpoda</i> (Losana, 1829)		X		
<i>Cyclidium glaucoma</i> (Mueller, 1773)	X	X	X	X
<i>Cyclidium heptatrichum</i> (Schewiakoff, 1893)	X			
<i>Cyclidium</i> sp.		X		
<i>Dexiostoma campylum</i> (Stokes, 1886)	X			
<i>Dexiotricha granulosa</i> (Kent, 1881)				X
<i>Disematostoma buetschlii</i> (Lauterborn, 1894)	X			
<i>Frontonia acuminata</i> (Ehrenberg, 1833)		X		
<i>Frontonia angusta</i> (Kahl, 1931)			X	
<i>Frontonia atra</i> (Ehrenberg, 1833)	X	X	X	
<i>Frontonia leucas</i> (Ehrenberg, 1838)	X	X		
<i>Glaucoma scintillans</i> (Ehrenberg, 1830)	X			
<i>Histiculus vorax</i> (Stokes, 1891)			X	
<i>Lembadion bullinum</i> (Mueller, 1786)				X
<i>Lembadion lucens</i> (Maskell, 1887)			X	
<i>Lembadion</i> sp.	X			
<i>Oxytricha setigera</i> (Stokes, 1891)		X		
<i>Paracolpidium truncatum</i> (Stokes, 1885)	X			
<i>Paramecium aurelia</i> (Mueller, 1773)	X			
<i>Philasterides armatus</i> (Kahl, 1926)	X			

<i>Stokesia vernalis</i> (Wenrich, 1929)	X	X	X	
<i>Tetrahymena pyriformis</i> (Ehrenberg, 1830)	X	X	X	
<i>Urocentrum turbo</i> (Mueller, 1786)	X		X	
<i>Uronema nigricans</i> (Mueller, 1786)	X		X	X
HETEROTRICHIDA				
<i>Phyalina</i> sp.	X	X	X	
<i>Spirostomum</i> sp.				X
<i>Stentor niger</i> (Mueller, 1773)			X	
<i>Stentor roeselii</i> (Ehrenberg, 1835)	X		X	
HYPOTRICHIA				
<i>Aspidisca cicada</i> (Mueller, 1786)	X	X		X
<i>Euplotes aediculatus</i> (Pierson, 1946)	X		X	
<i>Euplotes moebiusi</i> (Kahl, 1932)	X	X		
<i>Hypotrichida</i> sp. A		X		
<i>Hypotrichidium conicum</i> (Ilowaisky, 1921)		X		
<i>Stichotrichia aculeata</i> (Wrzesniowski, 1886)	X			
KARYORELICTIDA				
<i>Loxodes</i> sp.			X	
NASSULIDA				
<i>Nassula picta</i> (Greeff, 1888)	X			
<i>Nassulopsis elegans</i> (Ehrenberg, 1833) Foissner et al., 1994			X	
<i>Leptopharinx costatus</i> (Mermod, 1914)	X		X	
OLIGOTRICHIDA				
<i>Codonella cratera</i> (Leidy, 1877)	X	X		X
<i>Halteria grandinella</i> (Mueller, 1773)	X	X	X	
<i>Limnostrombidium</i> sp.	X		X	
<i>Pelagostrombidium</i> sp.			X	
<i>Rimostrombidium humile</i> (Penard, 1922)	X	X	X	
<i>Rimostrombidium lacustris</i> (Foissner & Pratt, 1988)			X	X
<i>Tintinnidium</i> sp.	X	X	X	X
<i>Tintinopsis</i> sp.	X	X	X	
PERITRICHIA				
<i>Campanella umbelaria</i> (Linnaeus, 1758)	X	X		
<i>Carchesium polypinum</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	X
<i>Cothurnia annulata</i> (Stokes, 1885)	X			
<i>Epicharchesium pectinatum</i> (Zacharias, 1897)	X			
<i>Epistylis chrysemydis</i> (Bishop & Jahn, 1941)	X	X		
<i>Epistylis coronata</i> (Nusch, 1970)	X	X		X
<i>Epistylis galea</i> (Ehrenberg, 1831)	X			

<i>Epistylis hentscheli</i> (Kahl, 1935)	X		X	
<i>Epistylis procumbens</i> (Zacharias, 1897)	X		X	
<i>Epistylis pygmaeum</i> (Ehrenberg, 1838)	X			
<i>Epistylis</i> sp. A	X			
<i>Epistylis</i> sp. B			X	
<i>Pelagovorticella natans</i> (Faurét-Fremiet, 1924) Jankowski, 1985	X			X
<i>Scyphidia rugosa</i> (Dujardin, 1841)	X			
<i>Vorticella aquadulcis</i> (Stokes, 1885)	X	X	X	X
<i>Vorticella campanula</i> (Ehrenberg, 1831)	X		X	X
<i>Vorticella convallaria</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	X
<i>Vorticella infusionum</i> (Dujardin, 1841)	X			
<i>Vorticella octava</i> (Stokes, 1887)		X	X	X
<i>Vorticella</i> sp.	X	X		
PLEUROSOMATIDA				
<i>Acineria incurvata</i> (Dujardin, 1841)	X			
<i>Amphileptus punctatus</i> (Kahl, 1926)			X	
<i>Litonotus alpestris</i> (Foissner, 1978)	X	X		
PROSTOMATIDA				
<i>Balanion planctonicum</i> (Foissner, Oleksiv & Muller, 1990)	X	X	X	X
<i>Coleps hirtus</i> (Mueller, 1786)	X	X	X	X
<i>Coleps</i> sp.			X	
<i>Coleps spetai</i> (Foissner, 1984)	X			X
<i>Holophrya discolor</i> (Ehrenberg, 1833)	X	X	X	X
<i>Holophrya ovum</i> (Ehrenberg, 1831)	X			
<i>Plagiocampa rouxi</i> (Kahl, 1926)	X	X	X	
<i>Uroticha farcta</i> (Claparède & Lachmann, 1859)	X	X	X	X
<i>Urotricha</i> sp.	X	X	X	X
SUCTORIDA				
<i>Metacineta mystacina</i> (Ehrenberg, 1831)	X		X	
NÃO IDENTIFICADO				
Ciliado não identificado 1			X	
Ciliado não identificado 2			X	