



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRO-REITORIA DE PÓS GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

LUDMILLA CAVALCANTI ANTUNES

**PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE DE ZOOPLÂNCTON AO LONGO DA CALHA
PRINCIPAL DO RIO PARNAÍBA**

**CAMPINA GRANDE
2012**

LUDMILLA CAVALCANTI ANTUNES

**PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE DE ZOOPLÂNCTON AO LONGO DA CALHA
PRINCIPAL DO RIO PARNAÍBA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Dr. Elvio Sérgio F. Medeiros

**CAMPINA GRANDE
2012**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

A636p Antunes, Ludmilla Cavalcanti.
Partição da diversidade de zooplâncton ao longo da calha principal do Rio Paraíba [manuscrito] / Ludmilla Cavalcanti Antunes. - 2012.
69 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Pós Graduação em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2018.
"Orientação : Prof. Dr. Elvio Sérgio Figueredo Medeiros, Coordenação do Curso de Ciências Biológicas - CCBSA."
1. Comunidade zooplanctônica. 2. Variáveis ambientais. 3. Diversidade zooplanctônica. I. Título
21. ed. CDD 577.6

LUDMILLA CAVALCANTI ANTUNES

PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE DE ZOOPLÂNCTON AO LONGO DA CALHA
PRINCIPAL DO RIO PARNAÍBA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

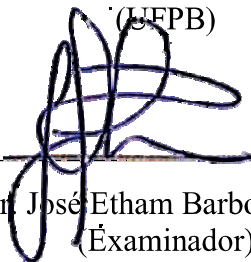
Aprovada 23 de Fevereiro de 2012.



Prof. Dr. Elvio Sergio Figueredo Medeiros
(Orientador)
(UEPB)



Prof^ª. Dr^ª. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva
(Examinadora)
(UEPB)



Prof. Dr. José Etham Barbosa de Lucena
(Examinador)
(UEPB)

*Dedico este trabalho a todos aqueles
que contribuíram para o meu sucesso.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me proporcionar, a cada dia, oportunidades de vencer os obstáculos e persistir na minha caminhada.

A “mainha” Elizabeth, vovó Odette, vovô Téo e tia Marise pelo apoio e amor incondicional. Vocês são a minha vida!

Ao meu noivo Alexandre, mais uma vez presente em mais uma etapa importante da minha vida. Obrigada pelo amor, apoio, paciência e dedicação. Você também é a minha vida!

Ao meu orientador professor Dr. Elvio Medeiros, pela disponibilidade e orientação. Obrigada pelos momentos de amadurecimento e aprendizado.

À professora Dr^a. Paulina Maia Barbosa, por me receber de braços abertos em seu laboratório (Laboratório de Ecologia de Zooplâncton, ICB – UFMG) durante os treinamentos realizados; assim com a querida Rosinha, pela disponibilidade, paciência e ajuda nas identificações.

Ao professor Dr. José Etham Barbosa de Lucena, pelo espaço cedido em seu laboratório para as análises de nutrientes e por suas experientes contribuições e incentivo.

À professora Dr^a. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva (UFPB), pelas inquestionáveis contribuições e enriquecimento deste trabalho.

Ao professor Dr. Marcos Callisto (UFMG), pela importante ajuda e, principalmente, pelo apoio e incentivo na reta final desse trabalho.

À equipe “Projeto Rio Parnaíba”, Telton Ramos, Márcio Joaquim e Stéfane Queiroz, pelos momentos maravilhosos de aprendizado e descontração durante as coletas; em especial ao meu grande amigo Márcio Joaquim, por estar sempre presente e pela ajuda constante; aos pescadores, barqueiros e demais pessoas do Piauí e Maranhão, que nos

ajudaram, direta ou indiretamente, no acesso aos pontos, assim como apoio logístico em alguns casos.

Ao amigo Leidson Allan pelo importante auxílio nas análises estatísticas.

A Antônio Neto e Daniele Jovem, pela amizade, ajuda e disponibilidade durante as análises de nutrientes.

Às minhas amigas Mirelle e Noiana, sempre presentes em minha vida com palavras de conforto e carinho. Obrigada pela amizade sincera.

Ao pessoal do LABECO – UEPB Campus V e Laboratório de Zoologia – UEPB Campus I, pelo incentivo durante todo este processo de amadurecimento e formação.

À minha querida “família mineira”, Cristina, César e Camilla Marcolino, por me receberem e me abrigarem com todo carinho em seu lar durante os treinamentos realizados na UFMG, em Belo Horizonte (MG). Nunca irei esquecer o carinho, cuidado e dedicação que vocês tiveram comigo. Serei eternamente grata.

À Capes, pela bolsa concedida.

À UEPB, pelo espaço cedido para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Zooplâncton, objeto desse estudo.

*Mudam-se os tempos, mudam-se as vontades,
Muda-se o ser, muda-se a confiança;
Todo o mundo é composto de mudança,
Tomando sempre novas qualidades.*

(Luis de Camões)

RESUMO

Rios grandes sustentam uma importante porção da biodiversidade aquática do planeta. A Bacia do Parnaíba, aqui considerado um grande rio, divide-se em porções Alta, Média e Baixa, apresentando-se distintas entre si e sofrendo diversas influências bióticas e abióticas. Sendo assim, grandes rios promovem boas oportunidades para estudar mecanismos reguladores naturais da distribuição das espécies porque eles não têm sido, em sua grande maioria, extensivamente alterados. Este estudo objetivou verificar a partição da diversidade da comunidade zooplanctônica (rotíferos, cladóceros e copépodos) no Rio Parnaíba, em toda a sua extensão, correlacionando-a com variáveis ambientais ao longo de seu curso e nas estações de estiagem e chuvosa. Cada porção do Rio Parnaíba (Alta, Média e Baixa) se divide em três trechos, e cada trecho, se subdivide em três pontos amostrais. Foram selecionados nove trechos na calha principal do rio Parnaíba, sendo realizada uma coleta em cada estação climática. As porções Médio e Baixo Parnaíba apresentaram-se, significativamente, mais similares entre si quando comparadas com a porção Alto Parnaíba. As variáveis ambientais não apresentaram variação significativa ao longo dos trechos, entretanto, algumas apresentaram diferenças significativas entre as estações e entre as porções. Os rotíferos foram os organismos mais abundantes, contribuindo com 85% dos indivíduos na estiagem e 51% no período de chuva, seguido dos Cladocera, que contribuíram com 5% e 20%, respectivamente, e Copepoda, 10% e 29%, respectivamente. Essa alta abundância de Copepoda deveu-se ao grande número de formas jovens de náuplios e copepoditos encontrados.

Palavras-chaves: Comunidade zooplanctônica, variáveis ambientais, Diversidade.

ABSTRACT

Large Rivers sustain a major portion of the aquatic biodiversity in the planet. The Parnaíba's Basin, in this study is considered a large river. It is divided into Upper, Medium and Low portions, which showed differences from each other, undergoing several biotic and abiotic influences. Thus, large Rivers promote good opportunities to study regulatory mechanisms of the natural distribution of the species because most of them have not been extensively altered. This study aimed to verify the partition of the zooplankton community diversity (rotifers, cladocerans and copepods), correlating it to different environmental variables along its course during the dry and rainy seasons along Parnaíba's river. Nine sections were selected on the main channel of the Parnaíba's river where one collection was performed at each season. The middle and lower portions of Parnaíba's river showed up significantly more similar to each other than when they were compared with Alto Parnaíba's portion. The environmental variables showed no significant variation along the sections, however, significant differences between seasons and portions were evident. Rotifers were the most abundant group, accounting for 85% of individuals in the dry and 51% during the rainy season. Cladocera contributed with 5% and 20%, respectively, and Copepoda, 10% and 29%, respectively. This high abundance of copepods is due to the large number of young forms of nauplii and copepodids found.

Key-words: Zooplankton community, Environmental variables, Diversity.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da Barragem de Boa Esperança (Fonte: Google Maps).....29
- Figura 2.** Mapa do Rio Parnaíba com as localizações dos nove trechos (TR1 ao TR9) de amostragem da comunidade zooplanctônica neste estudo.....31
- Figura 3:** Trechos de amostragem da comunidade zooplanctônica no rio Parnaíba durante as fases de estiagem e chuvosa. (Fotos: Telton Ramos).....33
- Figura 4.** Análise estatística ($p < 0,05$) das variáveis ambientais nas escalas espacial (porções Alta, Média e Baixa) e sazonal (estiagem e chuvosa) ao longo do Rio Parnaíba.....40
- Figura 5.** Análise de nutrientes (NO_2^- , NTotal, PTotal e Clorofila-a) ao longo do Rio Parnaíba (TR1 ao TR9) e nas duas estações (estiagem e chuvosa).....42
- Figura 6.** Análise de Classificação dos *taxa* zooplanctônicos e variáveis ambientais ao longo do Rio Parnaíba e nas duas estações (estiagem e chuvosa).....51
- Figura 7.** Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando a influência das variáveis ambientais sobre as comunidades zooplanctônicas do Rio Parnaíba durante as estações de estiagem e chuvosa. (*Vector scaling*: 4.65).....52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coordenadas Geográficas dos trechos amostrais.....	32
Tabela 2. Variáveis abióticas (valores médios) medidas nos nove trechos ao longo da calha principal do Rio Parnaíba, nos períodos de estiagem (outubro/2010) e chuvoso (abril/2011).....	38
Tabela 3. Taxa zooplanctônicos do grupo Rotifera com as suas respectivas densidades (ind/L) encontrados nos nove trechos (TR) da calha principal do Rio Parnaíba durante os períodos de estiagem (C1) e chuvoso (C2).....	46
Tabela 4. Taxa zooplanctônicos do grupo Cladocera com as suas respectivas densidades (ind/L) encontrados nos nove trechos (TR) da calha principal do Rio Parnaíba durante os períodos de estiagem (C1) e chuvoso (C2).....	48
Tabela 5. Taxa zooplanctônicos do grupo Copepoda com as suas respectivas densidades (ind/L) encontrados nos nove trechos (TR) da calha principal do Rio Parnaíba durante os períodos de estiagem (C1) e chuvoso (C2).....	50
Tabela 6. Riqueza Total dos três grupos taxonômicos – Rotifera, Cladocera e Copepoda-, distribuída nas três porções (Alta, Média e Baixa) do Rio Parnaíba e seus respectivos trechos, e nas duas estações (estiagem (C1) e chuvosa (C2)).....	50
Tabela 7. Porcentagem da variância dos Eixos 1 e 2 e valor das variáveis ambientais para a Análise de Componentes Principais (PCA) da comunidade zooplanctônica no Rio Parnaíba, nas duas estações.....	53

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	12
INTRODUÇÃO.....	13
<i>Grandes Rios</i>	13
<i>Rios e Zooplâncton</i>	17
REFERÊNCIAS.....	18
INTRODUÇÃO.....	25
MÉTODOS.....	28
<i>Área de estudo</i>	28
<i>Barragem de Boa Esperança</i>	29
<i>Amostragem e processamento de procedimentos</i>	30
<i>Descrição dos trechos amostrais</i>	31
<i>Coleta de Zooplâncton</i>	36
<i>Coleta de variáveis ambientais</i>	36
<i>Coleta de Nutrientes</i>	37
<i>Análises estatísticas</i>	37
RESULTADOS.....	38
<i>Análise das Variáveis Ambientais</i>	38
<i>Análise de Nutrientes</i>	41
<i>Composição da comunidade zooplanctônica</i>	42
<i>Análises multivariadas e similaridades entre as comunidades</i>	51
DISCUSSÃO.....	53
CONCLUSÃO.....	59
REFERÊNCIAS.....	60

APRESENTAÇÃO

Essa dissertação está estruturada em duas partes: uma introdução sobre o que são e como funcionam os rios grandes ou “large rivers” *sensu* Gupta, 2007 (é assumido aqui que o rio Parnaíba se enquadra nesse tipo de sistema) e sobre a comunidade zooplanctônica de forma geral; e um artigo científico apresentando os resultados obtidos nesse estudo. Na introdução, foram considerados aspectos importantes sobre rios grandes, tais como a sua definição e a sua estrutura e funcionamento. Posteriormente, são apresentadas informações sobre a comunidade do zooplâncton, destacando as principais características destes organismos.

A segunda parte apresenta os resultados obtidos neste estudo e está estruturada sob a forma de um artigo científico. O artigo teve como objetivos: 1) Verificar se existe diferença significativa nos fatores abióticos ao longo da calha principal do Rio Parnaíba e se essa diferença também é verificada na comunidade zooplanctônica; e 2) Associar características bióticas e abióticas da água com as comunidades zooplanctônicas, assim como a descrição de habitats associados a estas comunidades, em duas estações (estiagem e chuvosa).

A dissertação segue as normas da River Research and Applications, com pequenas adaptações.

INTRODUÇÃO

Grandes Rios

Os rios grandes (Junk & Wantzen, 2004) sustentam uma importante porção da biodiversidade aquática do planeta (Arthington *et al.*, 2004). Em muitos casos a diversidade aquática nesses sistemas tropicais ultrapassa a de outros sistemas tradicionalmente muito diversos, como, por exemplo, os recifes de corais (Arthington *et al.*, 2004). Estes sistemas também estão entre os mais produtivos do mundo (Bayley, 1988; Welcomme, 2001). Potter (1978) enumerou quatro propriedades que poderiam ser consideradas para a caracterização de grandes rios: tamanho da bacia de drenagem, comprimento do rio, volume de sedimento transportado e descarga da água. Uma vez que dados dos dois últimos critérios nem sempre estão disponíveis, Potter (1978) utilizou o comprimento do rio e o tamanho da bacia de drenagem para identificar os 50 maiores rios do mundo. Todos, com exceção de um tinham mais do que 1.000 Km de comprimento e a menor bacia de drenagem tinha 100.000 Km².

Na América do Sul podemos destacar os rios Amazonas com 6.112.000 Km² de área de bacia e 6.868 Km de extensão (Molinier *et al.*, 1995), o rio Paraná, com uma área de bacia de 2.600.000 Km² (Orfeo & Stevaux, 2001) e, aproximadamente, 5.000 Km de extensão (Quirós, 2004) e o rio São Francisco, que drena uma área de, aproximadamente, 640.000 Km² e estende-se por 2.700 Km (Agência Nacional de Energia Elétrica, 1998). O rio Parnaíba apresenta-se com cerca de metade das dimensões em extensão e área da bacia hidrográfica do Rio São Francisco, drenando uma área de 331.802 km² e percorrendo cerca de 1.432 Km (Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba, 2006). A Bacia do Rio Parnaíba divide-se em três porções: Alto, Médio e Baixo Parnaíba, que apresentam-se bastante distintas entre si, sendo influenciadas por diferentes fatores climáticos, cobertura vegetal, mata ciliar, relevo, paisagens, geologia, precipitação, correnteza, evaporação, umidade relativa do ar, insolação, temperatura, interferência antrópica, entre outros.

Nesse contexto, a grande extensão desses rios permite-lhes fluir através de uma variedade de ambientes. Ajustes morfológicos e comportamentais acontecem em cada transição. Um rio grande, portanto, poderia ser dependente das suas montanhas de

cabeceira para o sustento de sua descarga. As montanhas de cabeceira, e em certos casos, montanhas à frente dos principais afluentes também são as fontes habituais para o fornecimento de sedimentos que percorrem o canal à boca, com tempos curtos de transferência e longos períodos de armazenamento (Gupta, 2007). O armazenamento e remobilização de sedimentos da planície de inundação influenciam na distribuição e manutenção de plantas regionais e espécies animais. De acordo com Gupta (2007) bacias isoladas e desfiladeiros podem dar origem à especiação e organizações endêmicas, contribuindo os rios com diversificada flora e fauna ao longo de seus cursos.

Bournad *et al.* (1998) caracterizam distintivamente os rios grandes como apresentando assimetria transversal através do canal, ocorrência de ilhas, braços laterais e grandes entroncamentos tributários, além de extensas áreas de planícies de inundação, em alguns casos, que periodicamente fornecem habitat às comunidades (Puckridge *et al.*, 1998; Tockner & Stanford, 2002). Nesse contexto, a dinâmica fluvial e a temperatura estão entre os fatores associados à dinâmica do habitat que fornecem condições ecológicas necessárias para assegurar a rica biodiversidade e bioprodução, através de processos que formam habitats e criam complexidade. Portanto, esses fatores contribuem de forma fundamental para a alta heterogeneidade do habitat (Ward, 1985; Poff & Ward, 1989; Petts & Amoros, 1996; Richter *et al.*, 1997; Poff *et al.*, 1997).

Ward (1989) e Arthington & Welcomme (1995) descrevem, de forma geral, que o sistema hídrico nesses ambientes compreende o corredor do rio em toda a sua extensão – canal do rio, zona ripária, planície de inundação e aquíferos aluviais. Complementam também que estes sistemas podem ser considerados como sistemas de quatro dimensões, sendo influenciados não só pelo processo longitudinal, mas também por fluxos laterais e verticais, além de fortes mudanças temporais. Os rios e suas planícies de inundação são ecossistemas dominados pelas variações e caracterizados por um alto nível de complexidade do habitat e fluxos espaço-temporais de materiais, energia e organismos que são impulsionados, em grande parte, pela dinâmica fluvial (Tockner & Standford, 2002).

A bacia hidrográfica de um rio grande pode ser caracterizada de várias maneiras. Uma categorização útil e ampla divide a bacia em três porções longitudinais (superior/cabeceira, média e inferior/baixa) e em duas porções laterais (zona alta e planície de inundação) (Arthington *et al.*, 2004). As enchentes e suas cargas de sedimentos são dispersas lateralmente dentro da porção média e baixa, estendendo-se pela planície de inundação, carregando consigo nutrientes, matéria orgânica e

organismos (Arthington *et al.*, 2004). Os ciclos anuais de inundação e pulsos de fluxo asseguram a conectividade dos canais do rio e suas planícies de inundação e sedimentos, nutrientes e cargas orgânicas, mantendo os ecossistemas de planície de inundação (Ward & Stanford, 1995; Tockner & Stanford, 2002).

O funcionamento desses sistemas tem sido relativamente bem descrito em várias partes do mundo e o papel de vários processos tem sido reconhecido (van Zalinge *et al.* 2003). Os habitats da planície de inundação apresentam plantas capazes de resistir a inundações sazonais, proporcionando grande variedade de substratos, devido à diversidade e frequência de processos geomorfológicos (Umetsu, 2004). Mata ciliares também são encontradas ao longo das bordas dos lagos e calha principal, influenciando os hábitos alimentares das diferentes espécies de zooplâncton e a estrutura de tamanho das populações, agindo como importantes sítios de refúgio (Stansfield *et al.*, 1997; Scheffer, 1999), além da retenção de sedimentos trazidos com a água, durante a fase da enchente (van Zalinge *et al.* 2003).

Processos geomórficos fluviais proporcionam diversidade de habitats e condições de habitats específicas para assembléias de espécies características e resultam em altos níveis de diversidade de habitat, riqueza de espécies locais e diferenças entre habitats, e conseqüentemente, riqueza de espécies em um dado trecho de rio (Schiemer *et al.*, 2004). Thomaz *et al.* (1997) afirmam que os ciclos biogeoquímicos são fortemente dependentes das flutuações dos níveis de água, que regulam as trocas de água entre os rios e os ambientes marginais. Para os ambientes aquáticos, além das trocas diretamente provocadas por essa dinâmica, as inundações resultam em pulsos de nutrientes a partir da decomposição da vegetação da lateral (Thomaz *et al.*, 1997).

O grau em que as inundações ocorrem em fase de temperaturas amenas e maior produtividade do sistema influencia a seleção de estratégias de história de vida da biota (Winemiller, 2003). Adaptações fisiológicas também são possíveis em resposta às flutuações sazonais em condições de habitat e os padrões de distribuição podem ser influenciados pela tolerância à flutuação natural da qualidade de água (Hickley & Bailey, 1987).

Petts (2000) caracteriza os rios como processos hidrológicos e geomorfológicos, com grande variabilidade e complexidade de parâmetros bióticos e abióticos, tornando-os essencialmente dinâmicos, frente às mudanças climáticas e temporais. Além disso, esse conjunto de fatores pode gerar um envelope de condições químicas, físicas e biológicas, que podem estar associadas, ou até mesmo influenciar as

características hidrológicas dos rios, resultando, conseqüentemente, na seleção de comunidades biológicas adaptadas ao longo das diversas porções do rio (Petts, 2000).

Essa grande heterogeneidade ambiental encontrada nos rios grandes é principalmente provocada pela variabilidade temporal das suas condições físicas. Tal variabilidade influencia o estabelecimento e perda de comunidades, assim como a recolonização das mesmas em qualquer época do ano. Entretanto, Townsend (1989) afirma que o desenvolvimento de uma nova comunidade lótica ocorrerá apenas em locais propícios para o seu restabelecimento, de acordo com as restrições impostas pelo ambiente. A extensão à qual esta heterogeneidade espacial domina o padrão longitudinal ao longo do rio pode variar de um sistema para outro, sendo dependente da variabilidade temporal (Williams & Hynes, 1976).

Dentre os principais fatores físico-químicos de grande importância para a biota aquática, podemos destacar: luz, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, íons dissolvidos e outros materiais. Estes fatores desempenham papéis críticos na determinação de uma área adequada para a ocorrência de organismos aquáticos (Hynes, 1974). As variações dos fatores físicos e químicos podem ocorrer naturalmente devido a secas, inundações, erosões, ou por interferência de ações antrópicas, com a entrada de materiais naturais (nutrientes), em quantidade acima do natural, ou de outros compostos não naturais (poluição). Estas variáveis podem ter importantes conseqüências para o número e tipo de biota presente num dado intervalo de tempo (Silveira, 2004).

Tais adaptações morfológicas e comportamentais das comunidades aquáticas resultantes dos fatores citados acima, têm sido discutidas principalmente com base na fauna de macroinvertebrados (Vannote *et al.*, 1980; Moulton, 1998; Clements, 1999; Egler, 2002; Swift, 2002; Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner, 2003; Buss *et al.*, 2004; Ferreira *et al.*, 2010). Os rios, muitas vezes contêm uma abundância de plâncton, mesmo quando esses organismos não possuam habilidade de nadar contra as correntes. Assim, Hynes (1970) apresentou duas categorias que geralmente influenciam a abundância de plâncton em rios: (1) fatores afetando o transporte dos organismos das áreas fonte ao rio, e (2) fatores afetando o crescimento e reprodução dos organismos no rio. Em alguns grandes rios, a densidade de plâncton aumenta a jusante, implicando que as populações são capazes de reproduzir. Vale lembrar que a jusante, a correnteza diminui (com exceção do estuário) e a quantidade de nutrientes é cumulativa, aumentando a produtividade, favorecendo ambos os fatores o desenvolvimento do

plâncton. Entretanto, aumentos podem variar sazonalmente com o fluxo ou podem não ocorrer.

Rios e Zooplâncton

Grandes rios podem promover algumas das melhores oportunidades para estudar mecanismos reguladores naturais da distribuição das espécies, porque eles não têm sido extensivamente alterados como a maioria dos rios de clima temperado (Saunders & Lewis, 1988).

As diversas formas de ocupação dos diversos nichos dos ecossistemas de águas continentais sofrem influência da interação de parâmetros físicos e químicos e biológicos, determinando uma complexidade que interfere, diretamente, na presença de espécies e grupos zooplanctônicos, verificados através de estudos de estrutura de comunidade (Keppeler, 1999).

As espécies de zooplâncton que compõem o ambiente aquático possuem grande importância ecológica, participando de forma decisiva nos processos de fragmentação e decomposição da matéria orgânica, além de serem elementos das cadeias alimentares (Cardoso *et al.*, 2008). Portanto, estão envolvidos diretamente no fluxo de energia e atuam, efetivamente, nos ciclos biogeoquímicos (Cardoso *et al.*, 2008). Sua abundância e diversidade estão associadas a diferentes fatores, tais como grau de trofia dos sistemas aquáticos, grau de poluição (exceto compostos nutritivos), contaminação e disponibilidade de habitats (Maia-Barbosa *et al.*, 2006).

Nos rios grandes podemos prever que a comunidade zooplanctônica apresenta uma marcante variação temporal, assim como os fatores físicos, químicos e biológicos, associado às alterações das fases de inundação e seca, sendo essas modificações influenciadas pelo regime hidrológico do rio principal (Latrubesse & Stevaux 2002; Nabout *et al.*, 2009). Neste contexto, a comunidade zooplanctônica, principalmente os grupos Cladocera, Copepoda e Rotifera, tem sido investigada, para melhor se compreender como essas mudanças temporais influenciam na estrutura das assembléias de peixes. De acordo com Bonecker (1998), as comunidades zooplanctônicas, que habitam os diferentes ambientes presentes em rios grandes, apresentam diferentes padrões de composição e abundância, de acordo com as condições biológicas, físicas e químicas do ambiente.

A composição e abundância das comunidades zooplanctônicas pode ser influenciada, portanto, por uma série de fatores físicos, químicos e biológicos. De uma

maneira geral, fatores como temperatura (Edmondson, 1965), salinidade (Egborge, 1994), pH (Sprules, 1975) e condutividade elétrica (Pinto-Coelho *et al.*, 1998) podem afetar essas comunidades no que diz respeito à composição e à densidade populacional. O tamanho dos corpos d'água (Patalas, 1971), seu estado trófico (Gannon & Stemberger, 1978) e estágio sucessional (Hutchinson, 1967) também influenciam fortemente a composição de espécies do zooplâncton. Entretanto, Sampaio *et al.* (2002) acrescentam que os fatores mais importantes citados pela maioria dos autores são temperatura, qualidade e disponibilidade de alimento, competição e predação; e que, em ambientes naturais esses fatores agem simultaneamente, podendo também interagir em diferentes escalas, modificando a estrutura do zooplâncton de diferentes maneiras.

A importância dos grupos Cladocera, Rotifera e Copepoda nesta análise faz-se necessário porque os mesmos contribuem com 90% da biomassa total de zooplâncton em lagos e reservatórios (Cardoso *et al.*, 2008); e em rios, a biomassa zooplancônica tende a ser correlacionada negativamente com a descarga e positivamente com temperatura e clorofila *a* (Wetzel, 2001). Os três grupos zooplancônicos listados acima constituem a principal fonte de alimentos para diferentes peixes (Cardoso *et al.*, 2008). Portanto, servem de elo entre produtores e consumidores de nível superior na cadeia trófica, disponibilizando, assim, energia para os outros níveis tróficos (Cardoso *et al.*, 2008). Também exercem papel fundamental na reciclagem de nutrientes, mas, principalmente, esses organismos, os zooplancônicos, de forma geral, são sensíveis às mudanças ambientais, apresentando respostas imediatas, alterando sua quantidade de organismos ou a composição e a diversidade de sua comunidade e servindo de indicadores de qualidade e do grau de trofia dos sistemas aquáticos (Matsumura-Tundisi, 1997; Esteves, 1998; Coelho-Botelho, 2003; Cardoso *et al.*, 2008).

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL. 1998. *Atlas Hidrológico Brasileiro* – Versão 1.0. ANEEL, Brasília, CD. ROM.
- ANDRADE MC de. 1967. Condições naturais do Nordeste. *Boletim Geográfico* 19: 3-29.
- ARTHINGTON AH, WELCOMME RL. 1995. The condition of large river systems of the world. In C.W. Voigtlander ed. *Proceedings of the world fisheries congress*. New Delhi, Oxford and IBH Publishing Co. Pty Ltd. pp. 44-75.

- ARTHINGTON AH, LORENZEN K, PUSEY BJ, ABELL R, HALLS AS, WINEMILLER KO, ARRINGTON DA, BARAN E. 2004. River Fisheries: Ecological Basis for Management and Conservation. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume 1*. Welcomme R. and T. Petr, eds., FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand. RAP Publication 2004/16, pp. 21-60.
- BAYLEY PB. 1988. Accounting for effort when comparing tropical fisheries in lakes, river-floodplains and lagoons. *Limnology & Oceanography* **33**: 963-972.
- BONECKER CC. 1998. Estudos populacionais dos rotíferos em diferentes ambientes da planície de inundação do Alto Rio Paraná – MS. Maringá: UEM, 75p. Tese de doutorado.
- BOURNAUD M, TACHET H, BERLEY A, CELLOT B. 1998. Importance of microhabitat characteristics in the macrobenthos microdistribution of a large river reach. *Annals de Limnologie* **34**: 83-98.
- BUSS DF, BAPTISTA DF, NESSIMIAN JL, EGLER M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* **518(1)**: 179-188.
- CARDOSO LS, RAMOS JD, MELLO HOO. 2008. *Composição, densidade e abundância das populações de cladocera, copepoda e rotífera de áreas de proteção permanente do Rio Uberabinha*. Em Extensão, Uberlândia **7**: 95-106.
- CLEMENTS WH. 1999. Metal tolerance and predator-prey interactions in benthic macroinvertebrate stream communities. *Ecological Applications* **9(3)**:1073–1084.
- CODEVASF - Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. 2006. Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da Bacia do Parnaíba, PLANAP: síntese executiva (Território Vale do Rio Canindé). Brasília – DF: TDA Desenhos & Artes Ltda.
- COELHO-BOTELHO MJ. 2003. Dinâmica da comunidade zooplancônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios. In: *Simpósio de Avaliação do Programa Biota/Fapesp, IV*. Águas de Lindóia.
- EDMONDSON WT. 1965. Reproductive rate of planktonic rotifers as related to food and temperature in nature. *Ecological Monographs* **35**: 61-111.
- EGBORGE ABM. 1994. Salinity and the distribution of rotifers in the Lagos Harbour-Badagry Creek system, Nigeria. *Hydrobiologia* **272**: 95-104.
- EGLER M. 2002. Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas. Dissertação de Mestrado, Escola Nacional de Saúde Pública, FIOCRUZ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 147p.
- EPE – Empresa de Pesquisa Energética. 2005. Termo de referência para o estudo: Avaliação ambiental integrada dos aproveitamentos hidrelétricos na bacia do rio Parnaíba (AAI).
- ESTEVES FA. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2º ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência/FINEP. 602p.
- FERREIRA FC, SOUZA UP, PETRERE JRM. 2010. Zonação longitudinal da ictiofauna em ambientes lóticos. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia* **38 (1)**:1-17.

- FERREIRA-PERUQUETTI PS, FONSECA-GESSNER AA. 2003. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. *Revista Brasileira de Zoologia* **20**: 219–224.
- FRISSELL CA, LISS WJ, WARREN CE, HURLEY MD. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* **10**: 199-214.
- GANNON JE, STEMBERGER RS. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society* **97(1)**: 16-35.
- GUPTA A. Ed. 2007. Large Rivers: *Geomorphology and Management*. John Wiley & Sons, Chichester, 689 p.
- HICKLEY P, BAILEY RG. 1987. Food and feeding relationships of fish in the Sudd swamp (River Nile, Southern Sudan). *Journal of Fish Biology* **30**: 147-159.
- HUTCHINSON GE. 1967. A Treatise on Limnology. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons, Inc., New York, v. 2, 1115p.
- HYNES HBN. 1974. The biology of polluted waters. Toronto: University of Toronto Press. 202 p.
- HYNES HBN. 1970. The ecology of running waters. 3 ed. Canada Toronto Press, Canada. 555p.
- JUNK WJ, WANTZEN KM. 2004. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications – an update. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, February 11-14, 2003. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific; RAP Publication. p.117-140.
- KEPPELER EC. 1999. Estudo das Populações Zooplânctônicas em um lago de meandro abandonado da planície de inundação do rio Acre (lago Amapá, Rio Branco-AC, Brasil). Rio Branco, Universidade Federal do Acre: 86p. Dissertação de Mestrado.
- LATRUBESSE E.M. & STEVAUX J.C. 2002. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. *Zeitschrift für Geomorphologie* **129**: 109-127.
- MAIA-BARBOSA PM, BRITO S, RIETZLER AC, ESKINAZI-SANT'ANNA EMS. 2006. Diversidade do Zooplâncton de Minas Gerais. *Ciência Hoje* **38**: 67-69.
- MATSUMURA-TUNDISI T. 1997. Estudo de diversidade de espécies de zooplâncton lacustre do Estado de São Paulo. São Carlos: UFSCar (versão preliminar: junho/1997).
- MERRITT RW, CUMMINS KW. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, Kendall/Hunt, 3rd ed., 722p.
- MOLINIER M, GUYOT JL, OLIVEIRA E, GUIMARÃES V, CHAVES A. 1995. Hydrologie du bassin de l'Amazone. In: *Proc. Grands Bassins Fluviaux Péri-atlantiques*, **1**: 335–344. PEGI, Paris, France.
- MOULTON TP. 1998. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. In: *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Vol. Series Oecologia Brasiliensis.

- (Eds J. L. Nessimian and A. L. Carvalho.) pp. 123-140. (PPGEUFRJ: Rio de Janeiro, Brazil).
- NABOUT JC, NOGUEIRA IS, OLIVEIRA LG. 2009. Estrutura de populações de fitoflagelados nas lagoas de inundação do rio Araguaia, Brasil. *Acta botânica Brasilica* **23(1)**: 67-72.
- ORFEO O, STEVAUX JC. 2002. Hydraulic and morphological characteristics of the middle and upper reaches of the Paraná River (Argentina and Brazil). *Geomorphology* **44**: 309-322.
- PATALAS K. 1971. Crustacean plankton communities in forty-five lakes in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **28**: 231-244.
- PETTS GE. 2000. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hidrobiologia* **422/423**: 15-27.
- PETTS G, CALOW P. 1996. River biota - Diversity and dynamics. London: Blackwell. 257 p.
- PETTS GE, AMOROS C. (eds). 1996. Fluvial Hydrosystems. Chapman & Hall: London.
- PINTO-COELHO RM, NUNES CM, BARBEITOS M, MORAES CA, GUERRA ST. 1998. O impacto da Refinaria Gabriel Passos na estruturação da comunidade zooplancônica no reservatório de Ibirité, Betim, Minas Gerais. *Bios* **6**: 11-19.
- POFF NL, WARD JV. 1989. Implications of stream flow variability and predictability for lotic community structure: an analysis of stream flow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**: 1805-1818.
- POFF NL, ALLAN JD, MAIN MB, KARR JR, PRESTEGAARD KL, RICHTER BD, SPARKS RE, STROMBERG JC. 1997. The natural flow regime. *BioScience* **47**: 769-784.
- POTTER PE. 1978. Significance and origin of big rivers. *Journal of Geology* **86**: 13-33.
- PUCKRIDGE JT, SHELDON F, WALKER KF, BOULTON AJ. 1998: Flow variability and the ecology of large rivers. *Marine and Freshwater Research* **49**: 55-72.
- QUIRÓS R. 2004. The La Plata river basin: International basin development and riverine fisheries. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume 1*. Welcomme R. and T. Petr, eds., FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand. RAP Publication 2004/16, pp. 253-272.
- RICHTER BD, BAUMGARTNER JV, WIGINGTON R, BRAUN DP. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* **37**: 231-249.
- SAMPAIO EV, ROCHA O, MATSUMURA-TUNDISI T, TUNDISI JG. 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. São Carlos. *Brazilian Journal of Biology* v.62, n. 3.
- SAUNDERS JFIII, LEWIS JR WM. 1988. Zooplankton abundance in the Caura River, Venezuela. *Biotropica* **20**: 206-214.

- SCHEFFER M. 1999. The effect of aquatic vegetation on turbidity; how important are the filter feeders? *Hydrobiologia* **409**: 307-316.
- SCHIEMER F, Guti G, Keckeis H, Staras M. 2004. Ecological status and problems of the Danube River and its fish Fauna: a review. In: Welcomme, R.L. & Petr, T., eds. *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Vol. I. Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific, pp. 273-300
- SILVEIRA MP. 2004. Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios. Meio Ambiente. Documentos n. 36, Embrapa. 68 p.
- SPRULES WG. 1975. Zooplankton in acid-stressed lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32(3)**: 390-395.
- STANSFIELD JH, PERROW MR, TENCH LD, JOWITT AJD, TAYLOR AAL. 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.
- SWIFT MC. 2002. Stream ecosystem response to, and recovery from, experimental exposure to selenium. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* **9**: 159-184.
- THOMAZ SM, ROBERTO MC, BINI LM. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (eds.) *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócio-econômicos*. Maringá, Eduem. p. 73-102.
- TOCKNER K, MALARD F, WARD JV. 2000. AN EXTENSION OF THE FLOOD PULSE CONCEPT. *HYDROLOGICAL PROCESSES* **14**: 2861-2883.
- TOCKNER K, STANFORD JA. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* **29**: 308-330.
- TOWNSEND CR. 1989. The patch dynamics of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **8**: 36-50.
- UMETSU RK. 2004. Efeito da barragem de Manso sobre a inundação em matas ripárias na bacia do Rio Cuiabá. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências da Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, MT. 66 p.
- VAN ZALINGE N, DEGEN P, PONGSRI C, NUOV S, JENSEN JG, NGUYEN VH, CHOULAMANY X. 2003. The Mekong River System. In. R.L. Welcomme, and TPetr (Eds.) *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries: Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium*, 11-14 February, 2003, Phnom Penh, Cambodia.
- VANNOTE RL, MINSHALL GW, CUMMINS KW, SEDELL JR, GUSHING E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 130-137.
- WARD JV, STANFORD JA. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, **11**: 105-119.
- WARD JV. 1985. Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiologia* **125**: 31-46.

- WARD JV. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* **8**: 2-8.
- WELCOMME RL. 2001. Inland fisheries ecology and management. Oxford, UK, Blackwell Science Ltd., *Fishing News Books*. 358 pp.
- WETZEL RG. 2001. *Limnology*, Lake and river ecosystems. (3rd edn). Academic Press Inc: New York, NY.
- WILLIAMS DD, HYNES BN. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* **27**: 265-277.
- WINEMILLER KO. 2003. Life history strategies of fishes. In: G.C. Ray and G. Ray-McCormick, Coastal Realm Conservation: Science and Policy. Blackwell Scientific, Oxford. Pp. 106-107.

ARTIGO**PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE DE ZOOPLÂNCTON AO LONGO DA
CALHA PRINCIPAL DO RIO PARNAÍBA**LUDMILLA C. ANTUNES^a; ELVIO SÉRGIO F. MEDEIROS^b^a *Universidade Estadual da Paraíba, Rua Baraúnas, 351 - Bairro Universitário - CEP 58429-500**Campina Grande-PB. E-mail: ludmillacantunes@gmail.com*^b *Grupo Ecologia de Rios do Semi-árido, Universidade Estadual da Paraíba, Depto de Biologia. Campus**V. CEP 58070-540 João Pessoa - PB. Brazil. E-mail: elviomedeiros@uepb.edu.br***RESUMO:**

A estrutura das comunidades zooplancônicas pode ser influenciada por vários fatores bióticos e abióticos, e os padrões de distribuição de espécies podem variar de acordo com a escala espacial em estudo, influenciando o sucesso do estabelecimento de novos imigrantes. Este estudo objetivou verificar a partição da diversidade de rotíferos, cladóceros e copépodos no Rio Parnaíba, correlacionando-os com diferentes variáveis ambientais nas estações estiagem e chuvosa. Foram selecionados nove trechos na calha principal do rio, realizando-se uma coleta em cada estação. As porções Médio e Baixo Parnaíba apresentaram-se, significativamente, mais similares entre si, quando comparadas com a porção Alto Parnaíba. As variáveis ambientais não apresentaram variação significativa ao longo dos trechos, entretanto, algumas apresentaram diferenças significativas entre as estações e entre as porções. Os rotíferos foram os mais abundantes, seguidos dos cladóceros e copépodos. A porção Baixo Parnaíba e a estação chuvosa apresentaram maior riqueza e abundância de espécies.

PALAVRAS CHAVES: Comunidade zooplancônica; variáveis ambientais, Diversidade.

INTRODUÇÃO

Os padrões de distribuição de espécies podem variar de acordo com a escala espacial em estudo. Alguns estudos têm evidenciado que, além dos fatores locais, processos regionais e biogeográficos são importantes para a distribuição da comunidade biológica (Ricklefs, 1987; Cornell & Lawton, 1992; Griffiths, 1999; Huston, 1999). Entretanto, poucos estudos têm concomitantemente estudado a importância dos fatores locais e regionais sobre a estrutura da comunidade, função e distribuição em áreas úmidas (Cornell & Karlson 1996; Griffiths 1997; Ormerod & Watkinson, 2000).

A complexidade do habitat tem sido considerada um dos principais determinantes da diversidade biológica (Ávila *et al.*, 2011). Em áreas úmidas, a complexidade estrutural gerada pelas plantas aquáticas fornece ao zooplâncton, assim como a outras comunidades aquáticas, refúgio contra predadores e reprodução adequada, além de substratos de forrageamento (Stansfield *et al.*, 1997; Scheffer, 1999, van Zalinge *et al.*, 2003). Portanto, a riqueza desses organismos está positivamente relacionada com a complexidade estrutural fornecida por diferentes espécies de macrófitas em zonas úmidas (Thomaz *et al.*, 2008). Essa influência interfere nos padrões de riqueza, diversidade de espécies e abundância, mesmo em regiões pelágicas, tendo em vista o transporte de táxons tipicamente litorâneos, associados às macrófitas, para a coluna de água, constituindo-se em uma parcela importante da composição e densidade do zooplâncton (Bonecker & Lansac-Tôha, 1996; Lansac-Tôha *et al.*, 1997; Lima *et al.*, 1998).

A preferência de muitos taxa zooplanctônicos por espécies de macrófitas também pode afetar a ocorrência de espécies e levar a padrões observados ao nível de comunidade (Thomaz *et al.*, 2008; Dibble & Thomaz, 2009). Por exemplo, com o desenvolvimento de algumas macrófitas submersas e reduzidas densidades de larvas de peixes, Schriver *et al.* (1995) observaram o incremento da biomassa, principalmente de cladóceros planctônicos, cujas populações eram dominadas por indivíduos de grande porte. Esses resultados ressaltam a importância das macrófitas aquáticas como locais de proteção à predação.

Em lagoas marginais de áreas alagadas do Alto Paraná, a presença de macrófitas aquáticas é fundamental para o incremento da riqueza, tendo em vista o seu papel estruturador de diferentes habitats, local de refúgio e maior disponibilidade de

alimento (Iversen *et al.*, 1985), que propiciam a ocorrência de um grande número de *taxa* no plâncton, sejam planctônicos ou não planctônicos.

Além da complexidade de habitats, alguns estudos sugerem que o hidroperíodo influencia a estrutura da comunidade zooplanctônica (Lima, 2000; Antón-Pardo & Armengol, 2010). Assim, habitantes desses ambientes devem possuir adaptações como ciclo de vida rápido, ovos de resistência ou estágios de repouso (Wellborn *et al.*, 1996) para assegurar a sua sobrevivência durante a fase de estiagem.

Antón-Pardo & Armengol (2010) afirmam que a estrutura das comunidades zooplanctônicas pode ser influenciada por vários fatores bióticos e abióticos, e diferentes estudos têm sugerido a importância relativa de algumas variáveis ambientais nas comunidades zooplanctônicas, como morfometria, superfície inundada, duração do hidroperíodo, estado trófico, salinidade e cobertura vegetal (Armengol & Miracle, 1999; Boix *et al.*, 2001; Oertli *et al.*, 2002; Eitam *et al.*, 2004; Green *et al.*, 2005; Frisch *et al.*, 2006). Zonas úmidas com hidroperíodos curtos tipicamente desenvolvem baixa diversidade taxonômica (Wiggins *et al.*, 1980), entretanto, longos períodos de umidade permitem a conclusão do ciclo de vida de mais espécies, mantendo mais populações viáveis (Spencer *et al.*, 1999).

As interações bióticas entre as comunidades locais de zooplâncton influenciam fortemente o sucesso do estabelecimento de novos imigrantes (De Meester *et al.*, 2005). Cottenie & De Meester (2004) observaram que a estrutura da comunidade zooplanctônica estava fortemente controlada pela presença de predadores (peixes) e macrófitas (diversidade estrutural e abrigo contra predadores). Quanto à natureza da maioria dos fatores dominantes locais, Schneider & Frost (1996) mostraram que a importância relativa dos fatores locais abióticos e bióticos muda ao longo do gradiente de hidroperíodo com o controle biótico tornando-se mais importante com o crescente nível de permanência.

Crist *et al.* (2003) verificaram que os padrões ecológicos observados dentro de uma comunidade local podem ser consideravelmente diferentes daqueles encontrados em áreas mais amplas. Sendo assim, a dispersão pode aumentar a eficiência de distribuição de espécies, pois garante que a espécie certa chegue ao habitat certo, permitindo o melhor ajuste das comunidades locais às condições locais (Shurin, 2001).

A partição aditiva da diversidade tem recebido cada vez mais a atenção dos ecólogos, sendo utilizada como uma abordagem para fracionar a diversidade ao longo de múltiplas escalas. A abordagem permite ainda testar se a diversidade em cada uma

das escalas é maior ou menor do que o esperado, segundo uma distribuição de indivíduos ao acaso nas unidades amostrais (Flach, 2009).

O aditivo de particionamento da diversidade de espécies é uma abordagem promissora para analisar padrões de diversidade em diferentes escalas espaciais, uma vez que identifica as fontes mais importantes de diversidade em um desenho amostral de escalas espaciais agregadas (Lande, 1996; Loreau, 2000; Godfray & Lawton, 2001). Esta abordagem consiste no particionamento da diversidade de espécies total (γ) em componentes aditivos que representam a diversidade dentro da comunidade (α) e diversidade entre comunidades (β). Dissimilaridade na composição de espécies tem sido utilizada como medida de diversidade beta, o que permite o reconhecimento dos principais fatores (regional e local) que influenciam a variação de comunidades biológicas em diferentes manchas de habitat (Crist *et al.*, 2003; Legendre *et al.*, 2005; Ricotta & Burrascano, 2008; Terlizzi *et al.*, 2008).

Importantes estudos sobre a dinâmica do zooplâncton em escala espacial e temporal em todo o mundo incluem autores como Enaceanu (1967), José de Paggi (1978), Shiel *et al.* (1982) e Saunders & Lewis (1989). Outros estudos como o de De Ruyter van Steveninck *et al.* (1989) e Thorp *et al.* (1994) têm limitado a sua extensão a sessões relativamente curtas sobre rios grandes, compreendendo apenas alguns pontos de amostragem. Em outros casos, os estudos estavam focados principalmente na dinâmica de certas categorias limitadas de organismos, como os rotíferos (Guisande & Toja, 1988; Ferrari *et al.*, 1989; Papinska, 1990) ou microcrustáceos (Bothár, 1986; Bothár & Kiss, 1990).

Os mais completos entre estudos recentes sobre zooplâncton em grandes rios são aqueles realizados por Shiel *et al.* (1982), no Murray, Saunders & Lewis (1989) no Orinoco e o de De Ruyter van Steveninck *et al.* (1992) no Reno, onde não foi considerada apenas a dinâmica dos principais grupos do mesozooplâncton encontrados em água doce, mas tais trabalhos também cobriram grandes áreas geográficas.

Assumindo que a diversidade da comunidade zooplanctônica é fortemente influenciada por vários fatores bióticos e abióticos, este estudo teve como objetivo principal testar como os padrões de diversidade da comunidade zooplanctônica estão relacionados em diferentes escalas espaciais ao longo da calha principal do Rio Parnaíba, assim como em escala sazonal, durante a fase de chuva e estiagem. Assumindo-se como hipótese nula que as diversidades alfa e beta são obtidas por distribuição aleatória de indivíduos entre as amostras em todas as escalas espaciais e em

escala sazonal, contra a hipótese alternativa de que a diversidade da comunidade zooplanctônica total variou em diferentes escalas espacial e temporal.

MÉTODOS

Área de estudo

O rio Parnaíba está localizado na divisa entre os estados do Piauí e Maranhão e é o segundo maior rio da região Nordeste do Brasil. Com uma extensão de 1.432 Km e uma área de drenagem de 331.802 Km² (Codevasf, 2006), o rio Parnaíba possui regime perene e representa a zona de transição entre o clima semi-árido da Caatinga a leste do rio e o clima mais úmido do Cerrado ao oeste. A maioria dos afluentes localizados nas porções média e baixa é perene, enquanto que os localizados na porção alta são temporários (ROSA *et al.*, 2003; EPE, 2005). Como a região encontra-se numa área de transição entre o Nordeste semiárido e a Amazônia, os afluentes da margem esquerda são perenes e os da margem direita, em sua grande maioria, temporários (SEMAR-PI; SRH/MMA; CODEVASF, 2010).

De acordo com o sistema de *Köppen*, distinguem-se basicamente dois tipos climáticos na bacia do Parnaíba: o *Aw*, tropical quente e úmido, com chuvas no verão e seca no inverno, com máximo pluviométrico no outono e estiagem no inverno; e o *BSh*, semi-árido quente, com chuvas de verão e inverno seco (CODEVASF, 2010; EPE, 2005; KOTTEK *et al.*, 2006).

As precipitações variam de sudeste para nordeste entre 600 a 1.800 mm/ano, com duas estações definidas: chuvosa e de estiagem. A temperatura média varia entre 24 e 38°C, elevando-se do sul para o norte. A insolação média é de 3.000 horas de sol/ano (CODEVASF, 2010).

Os meses mais frios são junho e julho, na estação seca. Durante os meses mais quentes, setembro e outubro, as temperaturas médias do ar, chegam aos 29°C e as máximas ultrapassam os 36°C. Na porção semi-árida da faixa oriental, a estação seca é longa e rigorosa, contribuindo para um forte aquecimento e aumento da amplitude térmica diária (EPE, 2005).

Os totais anuais de precipitação na bacia variam entre 450 mm e 1.900 mm, recebendo, ao sul, 1.100 mm a 1.300 mm e, na porção ao norte até 1.900 mm. A pluviosidade decai para o leste, de modo que toda a banda oriental da bacia apresenta características de semi-aridez, com totais anuais variando de 700 mm a pouco menos de

500 mm. O rio Parnaíba separa duas zonas distintas do ponto de vista dos totais pluviométricos oeste, mais chuvosa e onde os rios são perenes e leste, menos chuvosa e de rios temporários (EPE, 2005).

O Parnaíba está dividido em três porções: Alta, Média e Baixa. O Alto Parnaíba, com 159 Km de extensão, é caracterizado por declividade acentuada e vales encaixados e profundos; o Médio Parnaíba, com cerca de 560 Km de extensão, possui vários desníveis e cachoeiras; e o Baixo Parnaíba, com cerca de 710 Km de extensão, é progressivamente de declividade mais suave e vales mais amplos (SEMAR-PI; SRH/MMA; EPE, 2005).

A cobertura vegetal é diversificada, incluindo áreas de florestas ciliares, caatinga - especialmente no sudeste. Nas nascentes há uma exuberante floresta. Sobre as grandes superfícies aplainadas predomina o cerrado. Revestindo algumas chapadas, observa-se mata seca e cerradão. (CODEVASF, 2010).

Barragem de Boa Esperança

A Barragem de Boa Esperança está localizada entre o município de Guadalupe, a 380 km da capital Teresina, estado do Piauí, e o município Maranhense de São João dos Patos, 540 km da capital São Luís. O aproveitamento hidrelétrico de Boa Esperança foi implantado pela COHEBE a partir de 1968 e posteriormente transferido para a CHESF. Suas obras foram iniciadas em agosto de 1964 e o início da sua operação se deu em abril de 1970.

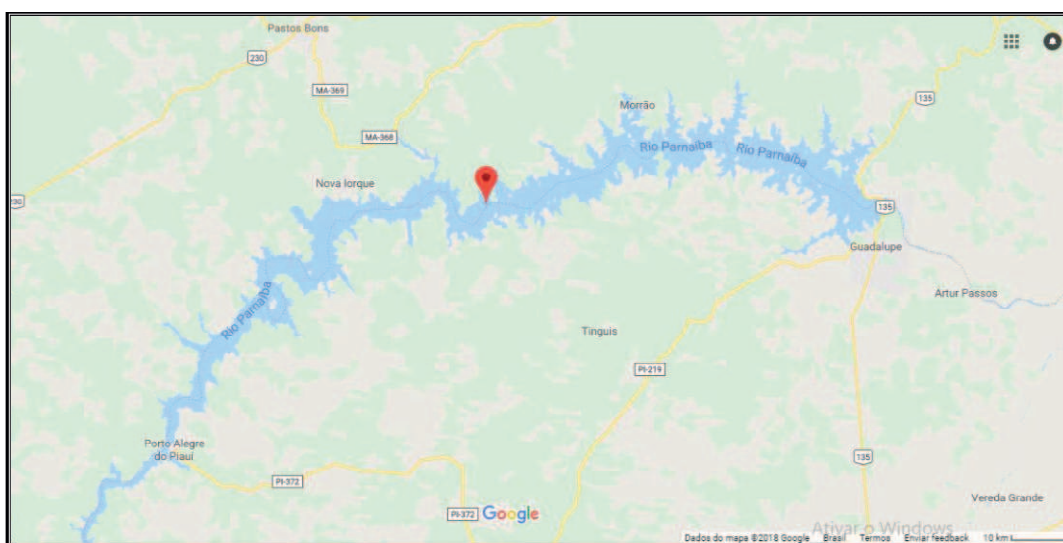




Figura 1. Localização da Barragem de Boa Esperança. (Fonte: Google Maps).

A Usina forma um lago artificial grande, atingindo alto volume de água até a cidade de Porto Alegre do Piauí. No Maranhão, a única cidade que se situa às margens do rio Parnaíba e que é banhada pelo lago artificial do mesmo é Nova Iorque. Na cidade de Guadalupe, às margens do lago, há hotéis e balneários.

O Aproveitamento de Boa Esperança tem uma área de drenagem de 87.500 km², e está instalado no rio Parnaíba, cuja bacia hidrográfica tem uma área da ordem de 300.000 km², com extensão de 1.716 km da sua nascente na Chapada da Tabatinga até o Atlântico.

O represamento de Boa Esperança é feito por uma barragem do tipo mista terra-enrocamento, com altura máxima de 53 m, e comprimento total da crista de 5.212 m, associada a estruturas de concreto tais como: vertedouro dotado de 6 comportas tipo setor com vazão máxima de 12.000 m³/s; casa de força do tipo semi-abrigada, com 4 unidades geradoras acionadas por turbinas Francis, sendo 2 unidades de 55.000 kW cada, e 2 unidades de 63.650 kW cada, totalizando uma capacidade instalada de 237.300 kW. O sistema utilizado para disponibilizar a energia gerada é composto por uma subestação elevadora com 03 transformadores de 70 MVA e 01 de 60 MVA, que elevam a tensão de 13,8 kV para 230 kV. A partir desse ponto é feita a conexão com o sistema de transmissão da CHESF através da Subestação de Boa Esperança - 500/230 kV. (CHESF)

Amostragem e processamento de procedimentos

Foram selecionados nove trechos (TR1 ao TR9) ao longo do curso principal do rio Parnaíba, três trechos em cada porção (Alta, Média e Baixa), com suas respectivas localizações (Figura 1). Em cada trecho foram definidos três pontos de coleta, com distância aproximada de um quilômetro entre si. Foram realizadas duas coletas, sendo uma em outubro de 2010 (período de estiagem) e a outra em abril de 2011 (período chuvoso).

Descrição dos trechos amostrais

A estrutura do habitat e a composição do substrato foram analisadas *in situ*. Os elementos que compõem a estrutura do habitat (macrófitas, vegetação submersa, vegetação ribeirinha, liteira, raízes e galhos de árvores próximas) e o substrato (lama, areia, pedras, seixos, rochas), foram estimados visualmente por sua contribuição proporcional em porcentagem no perímetro marginal do leito do rio, tendo em vista que a maioria desses elementos está concentrada nas margens. Em cada ponto de coleta foram realizadas nove medidas em uma área de 1m² cada na margem do rio, sendo utilizada a média desses valores (ver MEDEIROS *et al.* 2008), para informações mais detalhadas.

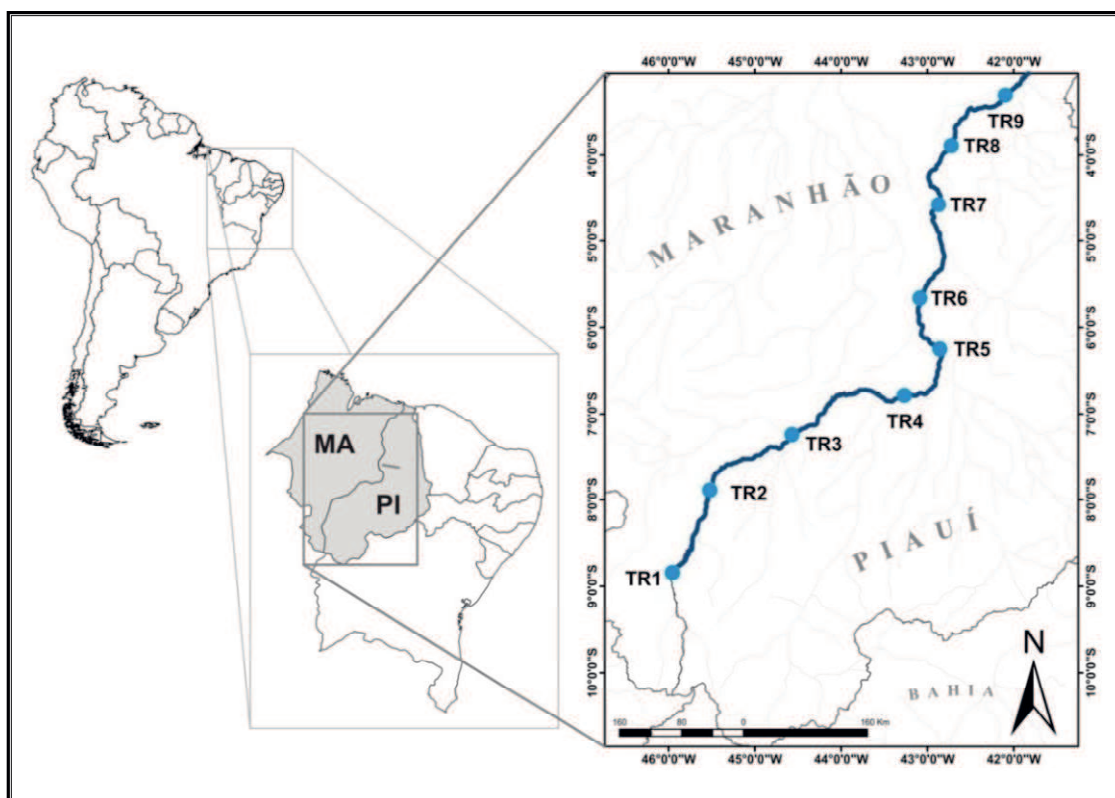


Figura 2. Mapa do Rio Parnaíba com as localizações dos nove trechos (TR1 ao TR9) de amostragem da comunidade zooplancônica neste estudo.

Tabela 1: Coordenadas Geográficas dos trechos amostrais.

Trecho	S	W	Trecho	S	W
TR1	09°11'45,2"	045°92'64,6"	TR6	05°39'49,6"	043°05'08,2"
TR2	07°55'21,6"	045°23'84,0"	TR7	04°34'27,2"	042°52'13,8"
TR3	07°14'22,6"	044°34'08,5"	TR8	03°53'39,9"	042°43'25,7"
TR4	06°47'13,7"	043°15'57,7"	TR9	03°18'39,5"	042°05'48,4"
TR5	06°15'02,1"	042°51'19,0"			

O trecho TR1 foi caracterizado por apresentar maior quantidade de capim, cobertura vegetal, liteira, algas aderidas e raízes durante a fase de chuvas do que durante a estiagem, e o inverso aconteceu para a vegetação submersa. O substrato foi caracterizado basicamente por lama e areia, com seixos, sendo a primeira encontrada em maior proporção, em ambas as estações.

O trecho TR2 apresentou capim apenas durante a estiagem; verificou-se ainda a presença de vegetação submersa e cobertura vegetal (maior durante o período chuvoso). A composição do substrato foi, basicamente, areia e lama, predominando areia em ambas as estações. Verificou-se também a presença de seixos apenas na estação chuvosa.

O trecho TR3 apresentou maior quantidade de capim e vegetação submersa durante a estação chuvosa. Registrou-se também maior cobertura vegetal durante a estiagem. O substrato foi composto por uma considerável quantidade de lama e pouca areia, na estiagem, e, somente lama, durante a estação chuvosa.

O trecho TR4 apresentou macrófitas apenas durante a estiagem. Foi encontrado ainda capim, em ambas as estações, e cobertura vegetal apenas durante a estação chuvosa. O substrato foi composto por areia e lama, predominando o primeiro. Também foi notável a presença de seixos e de grandes rochas nesse trecho.

O trecho TR5 apresenta capim apenas durante a estação chuvosa, além de vegetação submersa e cobertura vegetal, havendo, esta última, em maior quantidade. O substrato foi composto, em grande maioria, por areia, apresentando, também, lama, seixos e fragmentos de galhos de árvore (apenas na estiagem).

O trecho TR6 apresentou apenas macrófitas e durante a estiagem. O substrato foi composto por areia e lama, predominando o primeiro, e não apresentou lama durante a estação chuvosa.

O trecho TR7 apresentou macrófitas em ambas as estações, e capim nas margens apenas durante a estação chuvosa. O substrato foi representado apenas por areia.

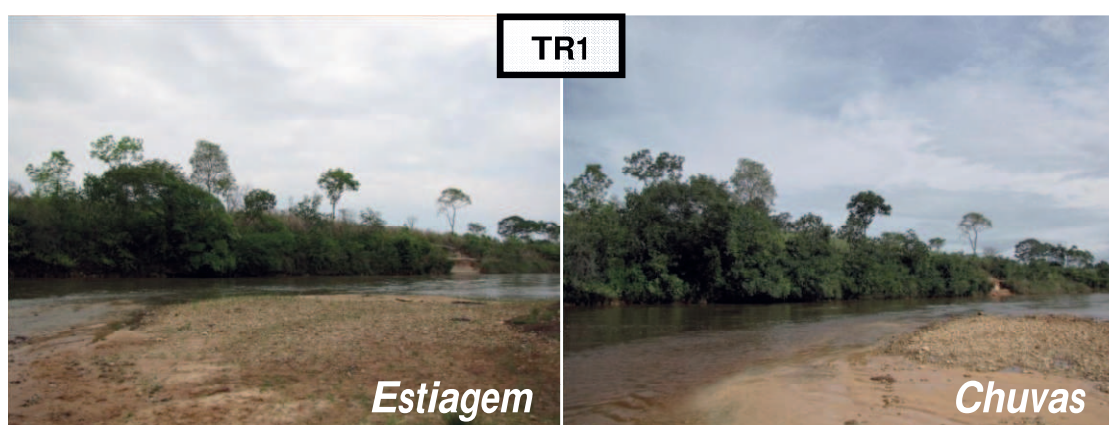
Os trechos TR8 e TR9 apresentaram macrófitas, capim e vegetação submersa em ambas as estações, e cobertura vegetal apenas durante a estação chuvosa. A composição do substrato apresentou mais areia que lama no trecho TR8, e o oposto no trecho TR9.

De um modo geral, a vegetação submersa registrada nos trechos foi encontrada em menor quantidade durante a estação chuvosa. Já a liteira, presente em todos os trechos, apareceu de forma proporcional em ambas as estações.

As algas filamentosas foram encontradas em todos os trechos, com exceção dos trechos TR1 e TR9, durante a estiagem e, durante a estação chuvosa, foram registradas apenas no trecho TR1. Já as algas aderidas, durante a estiagem, foram registradas em todos os trechos, com exceção dos trechos TR6 e TR7, e fizeram-se presentes apenas nos trechos TR1, TR2 e TR9 durante a estação chuvosa.

Durante a estação chuvosa, todos os trechos, com exceção do TR9, apresentaram raízes na estrutura do habitat. Durante a estiagem, esse elemento foi encontrado nos trechos TR1 ao TR3, TR5 e TR6.

Pequenos galhos de árvores foram registrados em todos os trechos e em ambas as estações. Galhos maiores também predominaram em todos os trechos, com exceção do trecho TR1 durante a estiagem, e do trecho TR7 durante a estação chuvosa.



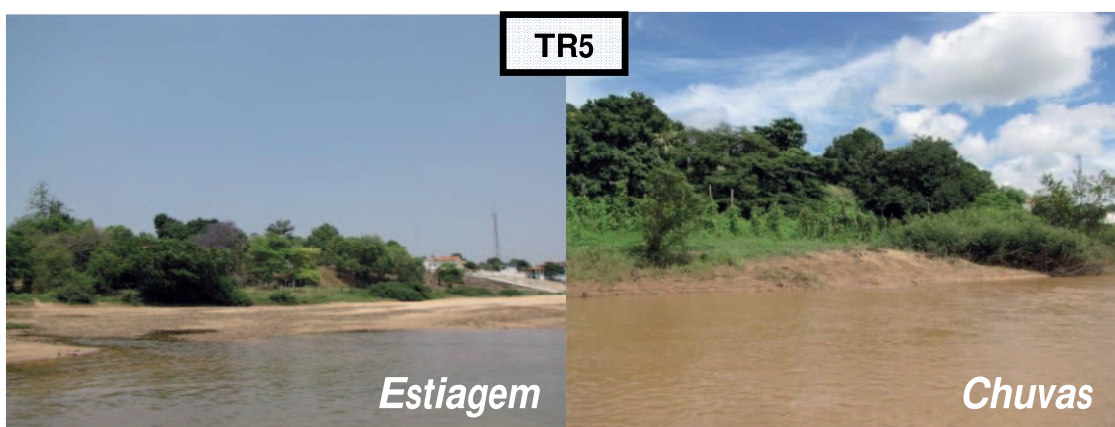
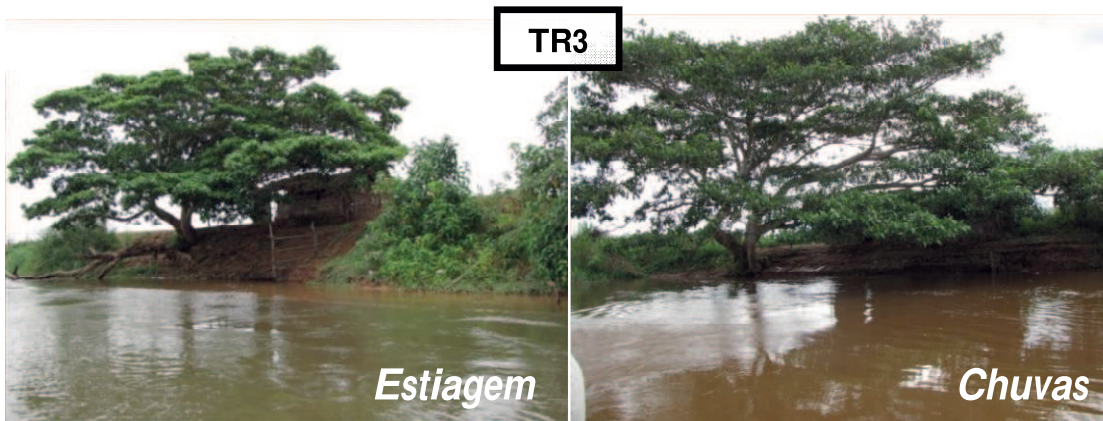
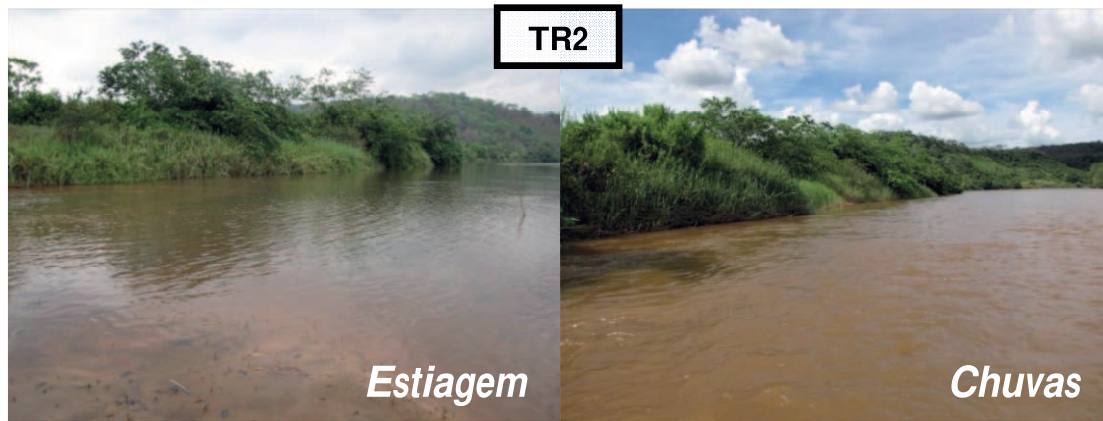




Figura 3: Trechos de amostragem da comunidade zooplanctônica no rio Parnaíba durante as fases de estiagem e chuvosa. (Fotos: Telton Ramos)

Coleta de Zooplâncton

O zooplâncton foi amostrado utilizando uma rede de plâncton de 30 cm de diâmetro por 60 cm de comprimento (excluindo o copo coletor) e malha de 60 μm . As coletas do zooplâncton foram realizadas próximas às margens, em profundidades entre 80 e 150 cm. As amostras foram coletadas em áreas de remanso e corredeira. Para cada amostra foi filtrado um total de, aproximadamente, 120 litros de água com o auxílio de um balde graduado de 12 litros. Após a filtração, foi adicionada água com gás para anestésias os indivíduos antes das amostras serem fixadas em formol a 4% e, em seguida, neutralizadas com sacarose (Bicudo & Bicudo, 2004). Em cada um dos 27 pontos coletados foram realizadas três repetições amostrais, de onde foi retirada uma média. Os organismos dos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda foram identificados de acordo com Koste (1978); Shiel (1995); Nogrady *et al.* (1993); Segers (1995); Silva (2003); Reid (1985); Suárez-Morales *et al.* (1996); Rocha Matsumura-Tundisi (1976) e Elmoor-Loureiro (1997). Os organismos foram contados em câmara Sedgewick-Rafter a partir de duas subamostras de 1,5 ml cada, e utilizando microscópio óptico marca Olympus, modelo CX31. As análises estatísticas foram baseadas em densidade (indivíduo por litro), e as identificações foram confirmadas por especialista, no Laboratório de Ecologia de Zooplâncton da UFMG.

Coleta de variáveis ambientais

Para a avaliação das características físicas e químicas em cada ponto coletado, os seguintes parâmetros foram medidos: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), transparência da água (cm), velocidade da água (m/s) e oxigênio dissolvido (mg/l). Estes foram medidos utilizando-se medidores portáteis e disco de Secchi, perfazendo três repetições, de onde foi retirada uma média. A velocidade da água, baseada no modelo de Maitland (1990), foi medida com o auxílio de um cronômetro, uma escala métrica em poliestireno e uma bola de isopor agregada a um peso, para evitar a interferência de ventos. Foram feitas sete medidas, de onde foi tirada uma média. Na fase de estiagem, a temperatura da água e oxigênio dissolvido foram medidos usando oxímetro Lutron DO-5510, a condutividade elétrica e o pH foram medidos usando condutivímetro TECNOPON MCA-150 e pHmetro TECNOPON MPA-210. Na fase chuvosa foi disponibilizada uma sonda multiparâmetros portátil, marca Hanna - Modelo HI 9828. Todas as medidas foram obtidas na superfície da água em diversos

pontos ao longo das margens (ver Medeiros *et al.*, 2006). Nos casos em que houve imprevistos e as medidas de pH e condutividade não puderam ser realizadas no local, amostras de água foram coletadas em garrafas de polietileno, sendo analisadas logo em seguida.

A morfometria foi baseada em dois ou três transectos estabelecidos em cada ponto de coleta para medir largura, comprimento e profundidade em diferentes pontos. A altitude e largura do rio foram estimadas usando dados de GPS e barco.

Coleta de Nutrientes

Para a análise de nutrientes, amostras de 1 litro de água do rio foram coletadas em garrafas PET (tereftalato de polietileno) e resfriadas em campo. No Laboratório de Hidrobiologia do DSE/UFPB, a água foi filtrada em filtros de fibra de vidro (Schleicher & Schuell GF 52-C) para posterior determinação das concentrações de clorofila-*a* e nutrientes dissolvidos. O filtrado foi armazenado em frascos de polietileno (500 mL) e etiquetado.

A clorofila-*a* foi extraída com acetona a 90%, conforme Lorenzen (1967). As concentrações de nitrogênio total e nitrito foram obtidas segundo os métodos descritos em Mackereth *et al.* (1978); e de fósforo total, conforme descrito em Golterman *et al.* (1978).

Análises estatísticas

A Riqueza (R) e densidade dos diferentes *taxa* foram usados para examinar os padrões da variação na estrutura das comunidades na área estudada e entre as três porções do rio Parnaíba. Para identificar padrões na estrutura das comunidades estudadas e similaridades na fauna entre os trechos estudados nas três porções ao longo do rio e nas duas estações (estiagem e chuvosa), foi utilizada uma análise multivariada de Classificação, com o auxílio do *Software* MVSP 3.1 (*Multi-Variate Statistical Package*). Para identificar diferenças significativas entre os trechos, entre as porções Alta, Média e Baixa do Rio Parnaíba, entre as estações e entre as variáveis ambientais, foi realizada uma ANOVA *oneway*, seguida do Teste de Tukey, caso as análises evidenciassem significância nos dados. Essas análises foram realizadas através do *Software* STATISTICA 8.0.

Para identificar possíveis correlações entre a comunidade zooplanctônica, variáveis ambientais, estações e porções do rio, foi realizada uma análise de ordenação (Correlação de Componentes Principais - PCA), através do *Software* MVSP 3.1 (*Multi-Variate Statistical Package*).

Devido ao grande número de espécies, a análise de PCA foi realizada com espécies frequentes, ou seja, foram utilizadas espécies que mostraram uma frequência de ocorrência maior que 50% durante o estudo. Foi analisado ainda em conjunto com as espécies raras, consideradas aqui como aquelas que apareceram em apenas uma estação.

Para a avaliação da frequência de ocorrência (FO%) no presente estudo utilizou-se o critério na qual os *taxa* são classificados como: > 70%, muito freqüente; 70% a 50%, freqüente; 40% a 10%, pouco freqüente e <10%, esporádico.

RESULTADOS

Análise das Variáveis Ambientais

As variáveis abióticas medidas *in situ*, nos diferentes pontos amostrais do rio Parnaíba em outubro de 2010 (estiagem) e abril de 2011 (chuvoso) estão apresentadas na Tabela 1. São apresentados os valores médios dos três pontos em cada trecho, registrados próximo às margens do rio Parnaíba.

Tabela 2: Variáveis abióticas (valores médios) medidas nos nove trechos ao longo da calha principal do Rio Parnaíba, nos períodos de estiagem (outubro/2010) e chuvoso (abril/2011).

Estação	Porção	Ponto	OD (mg/l)	pH	Cond (µS/cm)	Temp (°C)	Transp (cm)	Veloc (m/s)
Estiagem	Alto Parnaíba	TR1	7.40	7.23	13.79	27.4	44.3	1.6
		TR2	6.87	7.20	11.02	29.2	81.0	1.2
		TR3	8.27	7.37	13.44	28.8	83.0	2.0
	Médio Parnaíba	TR4	6.50	7.21	21.17	29.3	> 200.0	1.7
		TR5	6.37	7.60	27.21	29.4	> 200.0	2.3
		TR6	6.40	6.96	26.64	30.6	117.0	1.3
	Baixo Parnaíba	TR7	6.69	7.15	34.68	31.5	74.1	1.8
		TR8	6.90	7.19	27.13	30.8	45.0	2.3
		TR9	7.17	7.22	30.85	29.9	34.3	2.2
Chuvosa	Alto Parnaíba	TR1	7.20	5.08	28.13	27.3	74.8	1.3
		TR2	7.03	5.22	28.43	28.0	44.2	2.0
		TR3	6.64	5.32	34.43	28.3	34.6	2.1
	Médio Parnaíba	TR4	5.17	5.70	59.47	28.5	28.8	2.6
		TR5	6.59	5.70	63.12	28.4	18.8	1.8
		TR6	6.71	6.33	89.67	29.7	26.1	3.3
	Baixo Parnaíba	TR7	5.97	5.68	74.90	29.1	16.8	2.5
		TR8	3.87	6.37	89.00	30.4	15.2	2.4
		TR9	4.28	7.54	91.87	30.2	17.4	2.6

Durante a fase de estiagem, as águas do Rio Parnaíba apresentaram-se bem oxigenadas ($OD_{média} = 6,95$; $DP \pm 0,72$), ligeiramente neutras a alcalinas ($pH_{média} = 7,24$; $DP \pm 0,37$) e com relativo aumento na condutividade do trecho TR1 ao trecho TR9 ($COND_{média} = 22,88 \mu S/cm$, $DP \pm 8,53$). As águas apresentaram-se mais transparentes nos trechos TR1 ao TR4 e TR6 e TR7, obtendo-se no trecho TR4, um notável pico de transparência, com disco de Secchi alcançando profundidades mais elevadas (>2 metros). Os trechos TR5, TR8 e TR9 apresentaram um aumento na turbidez em direção à foz. A temperatura da água variou relativamente de forma crescente ao longo dos trechos ($TEMP_{média} = 29,7^{\circ}C$, $DP \pm 1,35$).

Durante a fase chuvosa, as águas do Rio Parnaíba apresentaram-se menos oxigenadas em relação ao período de estiagem ($OD_{média} = 5,94 \text{ mg/L}$, $DP \pm 1,21$), ligeiramente ácidas nos primeiros trechos, tornando-se neutras ao longo dos demais ($pH_{média} = 5,88$; $DP \pm 0,90$) e mantendo relativo aumento na condutividade do trecho TR1 ao trecho TR9 ($COND_{média} = 62,11 \mu S/cm$, $DP \pm 26,88$). Os valores de transparência da água mostraram-se decrescentes em direção à foz, com disco de Secchi alcançando apenas poucos centímetros de profundidade (valores cerca de três vezes menor que na fase de estiagem). A temperatura da água também variou de forma crescente ao longo dos trechos, porém apresentando valores menores do que na fase de estiagem ($TEMP_{média} = 28,9^{\circ}C$, $DP \pm 1,11$).

De um modo geral, durante o período de estiagem, as águas do Parnaíba obtiveram menor velocidade de correnteza, com média $1,82 \text{ m/s}$ ($DP \pm 0,89$), enquanto que, durante o período chuvoso, apresentaram-se mais rápidas (média $2,27 \text{ m/s}$; $DP \pm 1,06$).

As características físicas e químicas da água não variaram significativamente entre os trechos ao longo do rio em cada estação. Entretanto, foi notável a variação sazonal (estiagem e chuvosa) entre as porções Alta, Média e Baixa do Rio Parnaíba (Figura 3).

Em escala espacial (trechos e porções), houve variação significativa no OD entre as porções Média e Alta durante a estiagem ($F=5,23$; $p=0,04$) e entre as porções Alta e Baixa durante o período chuvoso ($F=5,32$; $p=0,04$). Durante as estações, a condutividade apresentou uma variação significativa entre as porções Alta x Média e Alta x Baixa ($F=38,51$; $p<0,01$, estiagem; $F=36,13$; $p<0,01$, chuvosa). A temperatura da água variou significativamente entre as porções Alta x Baixa durante a estiagem e chuvosa ($F=5,94$; $p=0,03$; e $F=7,64$; $p=0,02$, respectivamente). A transparência da água

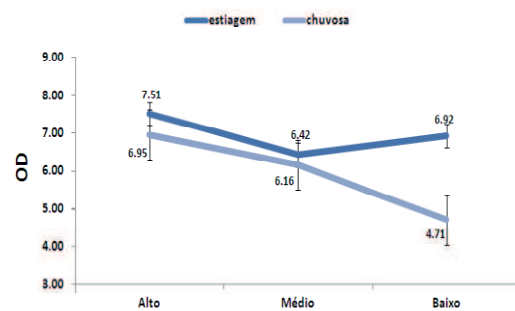
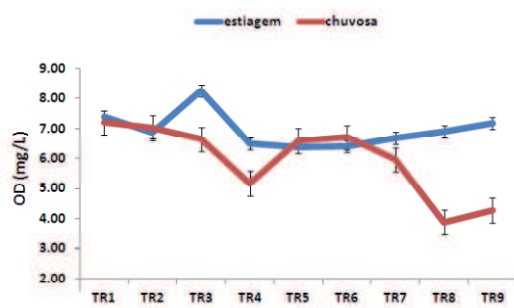
também evidenciou diferenças significativas entre as porções Alta x Média x Baixa durante a estiagem ($F=9,62$; $p=0,01$), e entre as porções Alta x Média e Alta x Baixa durante a estação chuvosa ($F=12,65$; $p<0,01$).

Não houve variação significativa para as variáveis ambientais pH e velocidade da água entre os trechos, porções e estações.

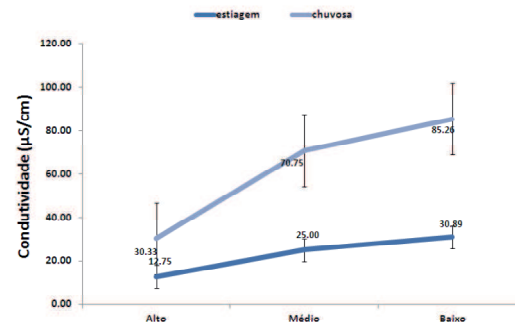
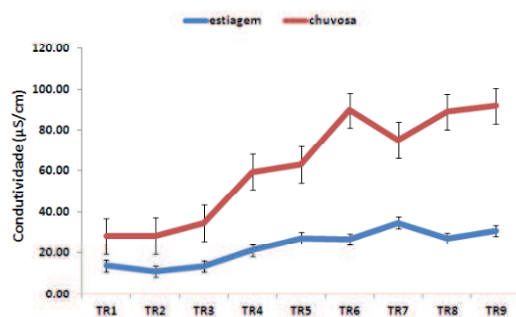
Em escala sazonal (estiagem e chuvosa), foram verificadas diferenças significativas no OD ($F=4,80$; $p=0,04$), no pH ($F=26,16$; $p<0,01$), na condutividade ($F=20,46$; $p<0,01$), e na transparência da água ($F=15,43$; $p<0,01$).

A condutividade variou significativamente entre as porções Alta x Baixa ($F=5,03$; $p=0,02$). A temperatura da água também variou entre as porções Alta x Média e Alta x Baixa ($F=11,43$; $p<0,01$), assim como entre os trechos TR1 x TR7 e TR1 x TR8 ($F=4,31$; $p=0,02$).

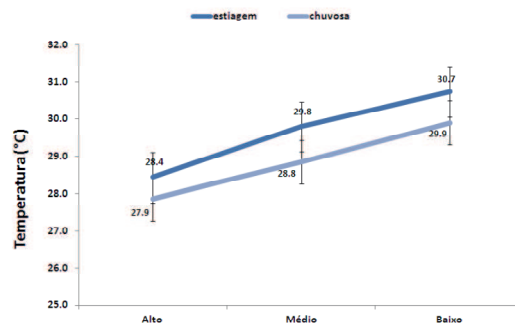
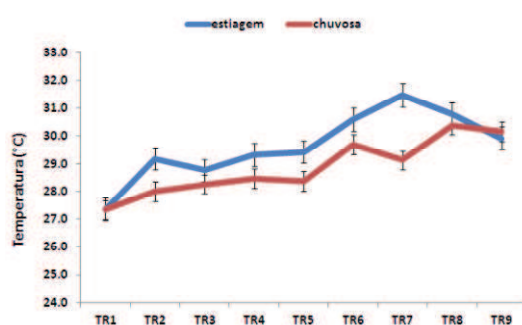
OD (mg/L)



CONDUTIVIDADE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)



TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$)



TRANSPARÊNCIA (°C)

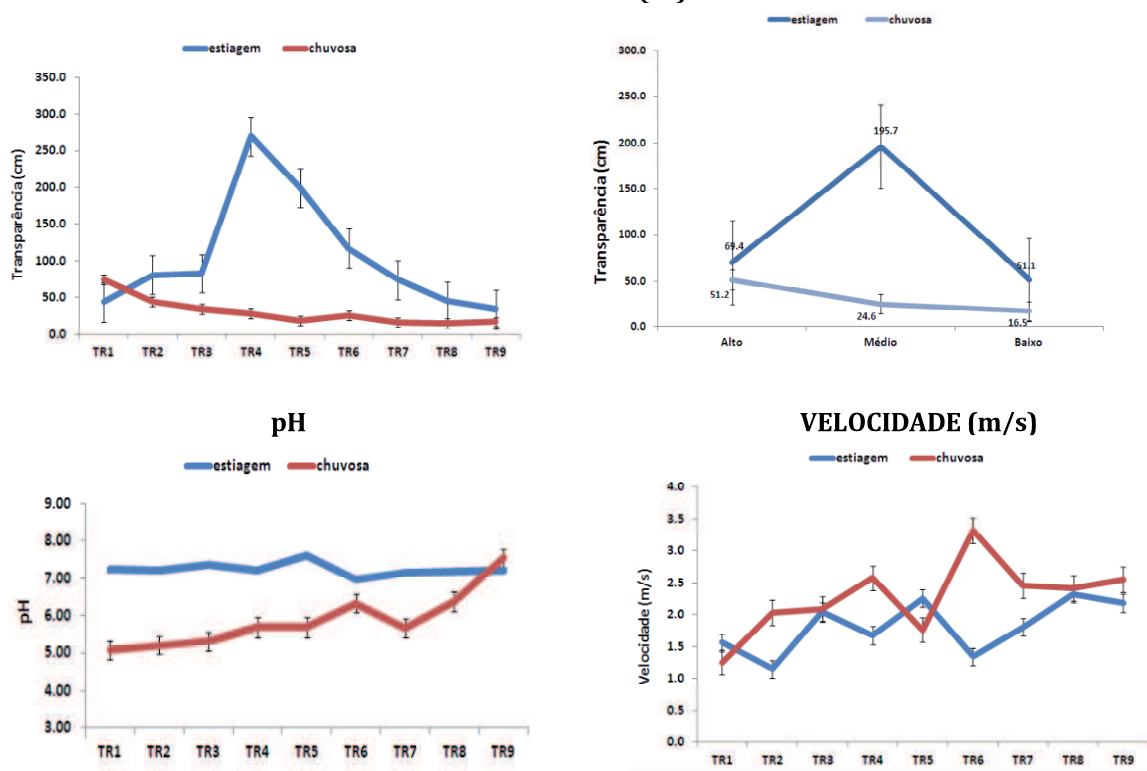


Figura 4. Análise estatística ($p < 0,05$) das variáveis ambientais nas escalas espacial (porções Alta, Média e Baixa) e sazonal (estiagem e chuvosa) ao longo do Rio Parnaíba.

Análise de Nutrientes

Os valores de nutrientes aqui apresentados são resultantes de uma média de três pontos amostrais em cada trecho do Rio Parnaíba em outubro de 2010 (estiagem) e abril de 2011 (chuvoso). De forma geral, não houve variações significativas dos mesmos ao longo do rio (TR1 ao TR9), entretanto, percebe-se variação entre as estações e porções do rio (Figura 4).

O Nitrito (NO_2^-) apresentou valores baixos em sua concentração, com picos notáveis nos trechos TR4 (29,3 mg/L), TR6 (17,1 mg/L) e TR7 (11,5 mg/L) durante a estação chuvosa, enquanto que durante a estiagem, os valores permaneceram baixos ao longo dos trechos, não chegando a 5 mg/L.

O Nitrogênio Total (NTotal) mostrou um aumento em sua concentração ao longo do rio durante a estação chuvosa, tornando essa concentração evidente nos trechos TR8 (401,4 mg/L), TR9 (372,3 mg/L) e TR7 (320,4 mg/L), que representam a porção Baixo Parnaíba. O Trecho TR6 também apresentou um índice elevado na estação chuvosa (336,1 mg/L). Durante a estiagem, a concentração do NTotal esteve

mais homogênea. Entretanto, percebe-se uma diminuição no Médio Parnaíba, aumentando novamente na porção Baixa. O PT_{Total} variou significativamente durante a estiagem, entre as porções Média x Baixa ($F=6,86$; $p=0,02$). O NT_{Total} variou durante a estação chuvosa, entre as porções Alta x Média e Alta e Baixa ($F=18,70$; $p<0,01$).

Durante a estação chuvosa, o Fósforo Total (PT_{Total}) mostrou um aumento em sua concentração ao longo do rio, com picos nos trechos TR6 (155,2 mg/L) e TR9 (91,3 mg/L). Durante a estiagem, a concentração desse composto foi bem menor e mais homogênea nos trechos.

A concentração de Clorofila-*a* foi mais acentuada durante a estação chuvosa, com picos nos trechos TR4 (71,3 mg/L) e TR7 (58,4 mg/L). Percebe-se ainda um notável declínio de Clorofila-*a* no trecho TR6, o qual apresentou um pico de concentração durante a estiagem (34,9 mg/L). Dados de NO_2^- e clorofila-*a*, entretanto, não evidenciaram variação significativa.

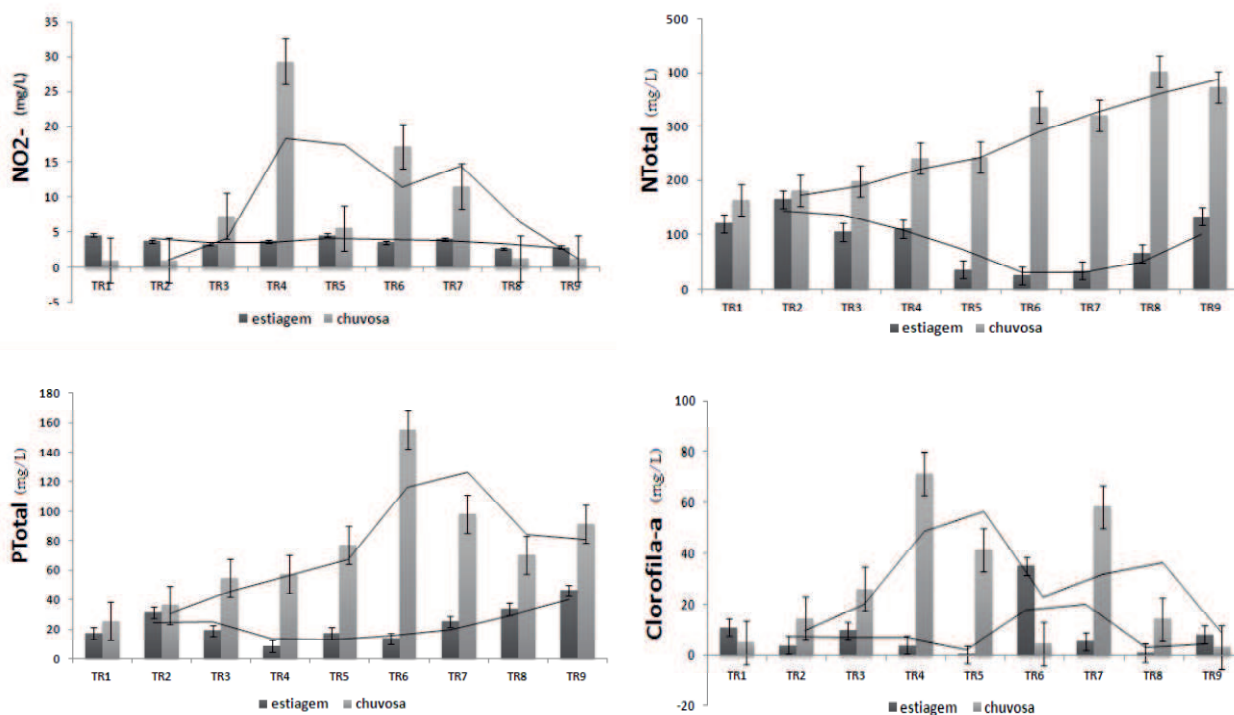


Figura 5. Análise de nutrientes (NO_2^- , N_{Total} , P_{Total} e Clorofila-*a*) ao longo do Rio Parnaíba (TR1 ao TR9) e nas duas estações (estiagem e chuvosa).

Composição da comunidade zooplanctônica

A composição da comunidade zooplanctônica diferiu entre os trechos, porções (Alta, Média e Baixa) e estações ao longo do Rio Parnaíba.

Durante todo o estudo foram identificados 135 *taxa*, distribuídos entre os três grupos zooplancônicos estudados: Rotifera (contribuiu com 85% dos indivíduos na estiagem e 51% no período de chuva), Copepoda (10% e 29%, respectivamente) e Cladocera (5% e 20%, respectivamente) e (Tabela 3, 4 e 5).

Durante a estiagem (outubro/2010) foi registrado um total de 84 *taxa*, distribuídos entre os nove trechos amostrados no Rio Parnaíba. Dentre estes, 57 correspondem ao grupo Rotifera, 19 aos Cladocera e, apenas 8, aos Copepoda. Os Rotifera mais representativos em número de espécies foram Brachionidae (16 espécies) e Lecanidae (14 espécies). Os rotíferos encontrados, exclusivamente nessa estação foram: *Asplanchna herrickii*, *Cephalodella biungulata*, *Conochilus* sp., *Brachionus bidentatus*, *B. plicatilis*, *B. urceolaris*, *Keratella cochlearis*, *Filinia saltator*, *Hexarthra mira*, *Lecane closterocerca*, *L. crepida*, *L. hornemanni*, *L. imbricata*, *L. obtusa*, *L. proiecta*, *L. signifera*, *Lepadella donneri*, *Testudinella tridentata*, *Trichocerca cylindrica*, *T. gracilis*, *T. elongata* e *T. insignis*. Os Rotifera mais freqüentes (FO>40%) foram: *Lecane bulla* (88,9%); *Keratella americana* (77,8%); Bdelloides, *Keratella cochlearis*, *Filinia opoliensis* e *Lecane lunaris* (66,7%); *Keratella tropica*, *Filinia longiseta* e *Lecane papuana* (55,6%); *Brachionus havanaensis*, *B. falcatus*, *Epiphanes macrourus*, *Filinia terminalis*, *Trichocerca cylindrica* e *T. similis* (44,4%). Os Cladocera destacaram-se com Sididae (4 espécies) e Bosminidae (4 espécies). Os cladóceros presentes apenas nessa estação foram: *Daphnia* sp., *Alona rectangula*, *Ephemeroporus tridentatus*, *Bosmina freyi* e *B. tubicen*. Os mais freqüentes foram: *Moina minuta* e *Bosmina hagmanni* (66,7%); *Diaphanosoma birgei* e *Bosminopsis deitersi* (44,4%). Os Copepoda tiveram destaque em formas jovens de náuplios e copepoditos, poucos representantes de Cyclopoida e Calanoida e apenas um representante de Harpacticoida (não identificado). Os copépodos presentes apenas na estiagem foram: *Notodiaptomus* sp., *N. iheringi*, *N. dubius*. Os Copepoda mais freqüentes foram: náuplios de cyclopoida (88,9%); copepoditos de cyclopoida (77,8%); *Thermocyclops decipiens* (66,7%); náuplios de calanoida e *Notodiaptomus* sp. (44,%)

Durante a fase chuvosa (Abril/2011), registrou-se um total de 104 *taxa*, em que 67 corresponderam aos Rotifera, 30 aos Cladocera e, apenas 7, aos Copepoda. As famílias mais representativas em número de espécies, dentre os Rotifera, permaneceram Brachionidae (15 espécies) e Lecanidae (14 espécies). Os rotíferos encontrados, exclusivamente nessa estação foram: *Asplanchna priodonta*, *Cephalodella* sp., *C. forficata*, *C. mucronata*, *Conochilus dossuarius*, *Ptygura pectinifera*, *Dissotrocha*

macrostyla, *Rotaria neptunia*, *Brachionus dolabratus*, *B. mirabilis*, *B. zahniseri*, *Beauchampiella eudactylota*, *Filinia camasecla*, *Lecane clara*, *L. cornuta*, *L. decipiens*, *L. hastata*, *L. quadridentata*, *L. rhenana*, *L. unguolata*, *Lepadella* sp., *L. cristata*, *L. ovalis*, *Mytilinia acantophora*, *M. unguipes*, *Synchaeta pectinata*, *S. stylata*, *Trichocerca bicristata*, *T. collaris*, *T. tenuior*, *Macrochaetus altamirai* e *Trichotria truncata*. Os Rotifera mais freqüentes foram: *Lecane bulla* (100%); *L. curvicornis* (88,9%); Bdelloídes e *Plationus patulus* (77,8%); *Brachionus quadridentatus*, *Platylas quadricornis*, *Lecane luna*, *Testudinella patina* e *T. mucronata* (66,7%); *Euchlanis dilatata*, *Lecane leontina*, *L. cornuta*, *L. lunaris* e *L. papuana* (55,6%); *Brachionus falcatus*, *B. caudatus*, *B. angularis*, *Dipleuchlanis propatula*, *Filinia opoliensis*, *F. terminalis* e *Mytilinia acantophora* (44,4%). Os Cladocera destacaram-se com Chydoridae (10 espécies) e Macrothricidae (8 espécies). Os cladóceros presentes apenas durante a estiagem foram: *Daphnia gessneri*, *Diaphanosoma brevireme*, *Acroperus harpae*, *Alonella clathratula*, *Alona dentifera*, *Coronatella* sp., *C. poppei*, *Euryalona brasiliensis*, *Nicsmirnovius* sp., *Kurzia polyspina*, *Moinodaphnia macleari*, *Grimaldina brazzai*, *Macrothrix* sp., *M. laticornis*, *M. mira* e *M. superaculeata*. As espécies mais freqüentes de Cladocera durante a estação chuvosa foram: *Ceriodaphnia cornuta rigaudi* (55,6%); *Moina minuta* e *Bosminopsis deitersi* (44,4%). Os Copepoda foram representados por abundantes formas jovens, principalmente por náuplios de cyclopoida, além de 5 espécies de Cyclopidae. Indivíduos do grupo Harpacticoida também obtiveram notável representação (em contraste com o período de estiagem), seguidos de apenas uma espécie de Diaptomidae. Os Copepoda encontrados exclusivamente nessa estação foram: copepoditos de Harpacticoida, *Mesocyclops* sp. e *Paracyclops fimbriatus*. Os Copepoda mais freqüentes durante a estação chuvosa foram: náuplios de cyclopoida (100%); *Harpacticoida* (88,9%), Copepodito Cyclopoida (77,8%) e Copepodito Calanoida (44,4%).

A distribuição dos organismos zooplanctônicos em cada trecho do rio estudado e em cada estação (estiagem e chuvosa) evidencia, de forma geral, um crescente aumento na riqueza de espécies e na densidade de organismos em direção à foz (Tabela 6). O trecho TR4, localizado imediatamente após a Barragem de Boa Esperança, obteve pico considerável de riqueza (R=58). Entretanto, os trechos TR5 e TR6, localizados em seguida, apresentaram uma diminuição na riqueza (R=38 e R=43, respectivamente). O trecho TR9 obteve maior riqueza (R=107), seguido do trecho TR8 (R=94) e trecho TR7 (R=90). O trecho 2 obteve a menor riqueza (R=11). Em todos os trechos e estações

(estiagem e chuvosa) amostrados, o grupo Rotifera foi dominante em riqueza e abundância, assim como a porção Baixa do Rio Parnaíba.

A Riqueza de espécies em cada uma das porções Alta, Média e Baixa do Rio Parnaíba foi, respectivamente, 16, 42 e 67, no período de estiagem, e 20, 47 e 86 no período de chuvas. A porção Baixo Parnaíba, em ambas as estações, foi representada pelo maior número de taxa e quantidade de indivíduos, enquanto que a porção Alto Parnaíba foi representada pelo menor número de taxa e quantidade de organismos. Observou-se também que o Rio Parnaíba apresentou uma maior densidade de zooplâncton no período de estiagem do que no período de chuvas.

Tabela 3: Taxa zooplanctônicos do grupo Rotifera com suas respectivas densidades (ind/L) encontrados nos nove trechos (TR) da calha principal do Rio Parnaíba durante os períodos de estiagem (C1) e chuvoso (C2).

TAXA	ALTO PARNAÍBA				MÉDIO PARNAÍBA				BAIXO PARNAÍBA										
	TR 1		TR 2		TR 3		TR 4		TR 5		TR 6		TR 7		TR 8		TR 9		
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	
ROTIFERA																			
<i>Bdelloidea</i>			0,99		0,02	0,02		0,10		0,02	0,12	0,05		0,10	0,25	0,27	0,17	1,23	0,27
<i>Asplanchna brightwelli</i>														0,02		0,02			0,12
<i>Asplanchna herrickii</i>																0,02			
<i>Asplanchna priodonta</i>																	0,05		0,02
<i>Beauchampiella eudactylota</i>							0,10		0,02										
<i>Brachionus angularis</i>							0,02							2,00	2,72	0,47	1,60	8,84	0,17
<i>Brachionus bidentatus</i>														0,02				0,07	
<i>Brachionus calyciflorus</i>														3,26	0,22	1,31	0,12	0,52	0,07
<i>Brachionus caudatus</i>												0,02	0,15	0,07	0,20	0,20	1,19	1,21	
<i>Brachionus dolabratus</i>																0,02			0,15
<i>Brachionus falcatus</i>						0,02					0,05	0,07	0,52	0,22	0,07			0,74	0,40
<i>Brachionus havaensis</i>						0,02					0,22		2,22	0,07	0,37			0,40	0,05
<i>Brachionus mirabilis</i>								0,05								0,02	0,02		
<i>Brachionus mirus</i>																			
<i>Brachionus patulus</i>							0,05		0,12		0,12		0,02		0,22		0,17		1,43
<i>Brachionus plicatilis</i>						0,02												0,35	
<i>Brachionus quadridentatus</i>								0,05		0,05		0,49		0,10		0,05	0,17	0,17	
<i>Brachionus rubens</i>													0,02	0,02					
<i>Brachionus urceolaris</i>													0,02			0,10	0,20		
<i>Brachionus zahniseri</i>																0,02			0,20
<i>Cephalodella biungulata</i>																0,12			
<i>Cephalodella forficata</i>												0,02				0,07			
<i>Cephalodella mucronata</i>														0,10		0,05			0,12
<i>Cephalodella sp.</i>																			0,05
<i>Conochilus dossuarius</i>																			0,05
<i>Conochilus sp.</i>													0,02		0,02		0,02		
<i>Dipleuchlanis propatula</i>				0,02	0,02				0,10						0,15		0,02		
<i>Dissotrocha macrostyla</i>															0,02				
<i>Epiphanes macrourus</i>						0,02								2,96	0,07	1,04		2,81	0,05

<i>Euchlanis dilatata</i>				0,02	0,15	0,02							0,10	0,30	0,02	0,27	0,05	
<i>Filinia camasecla</i>																	0,05	
<i>Filinia longiseta</i>					0,07					23,56			0,72	0,12	0,62	0,15	3,01	0,40
<i>Filinia opoliensis</i>					0,15	0,05	0,02			0,07			0,22	0,17	0,37	0,10	0,27	0,17
<i>Filinia saltator</i> cf.										4,15								
<i>Filinia terminalis</i>							0,05			5,23			0,10	0,02	0,10	0,05	1,58	0,25
<i>Hexarthra intermedia</i>													0,02	0,02		0,07	0,02	0,25
<i>Hexarthra mira</i>										0,02								
<i>Keratella americana</i>				0,02		0,32		0,22		0,32			2,44	0,02	5,33	0,02	26,44	0,10
<i>Keratella cochlearis</i>						0,07		0,05		8,89			5,68		2,72		2,37	
<i>Keratella tropica</i>								0,02		0,05			10,15	0,07	0,07		8,89	0,02
<i>Lecane bulla</i>	0,02	0,02		0,02	0,05	0,02	0,17	1,28	0,02	0,32	0,05	0,20	0,07	0,30	0,10	0,44	0,10	0,37
<i>Lecane clara</i>																		0,02
<i>Lecane closterocerca</i>																		
<i>Lecane copeis</i>						0,02						0,02	0,07			0,02		
<i>Lecane cornuta</i>							0,15		0,10			0,02		0,05		0,17		
<i>Lecane crepida</i>										0,02						0,02		0,02
<i>Lecane curvicornis</i>	0,07			0,02		0,02		0,89		0,27			0,15		0,05		0,30	0,02
<i>Lecane decipiens</i>		0,02																
<i>Lecane hastata</i>												0,02				0,05		0,32
<i>Lecane hornemanni</i>																		0,10
<i>Lecane imbricata</i> cf.																0,07		0,05
<i>Lecane leontina</i>	0,05			0,02	0,02			0,05								0,02	0,02	0,02
<i>Lecane luna</i>						0,17	0,74		0,44		0,25		0,12	0,02	0,10	0,07	0,25	0,25
<i>Lecane lunaris</i>	0,07				0,12	0,12		0,15	0,02	0,05	0,05	0,02	0,02		0,02		0,05	0,05
<i>Lecane obtusa</i>																		0,02
<i>Lecane papuana</i>			0,07		0,05			0,07		0,12	0,07			0,12	0,20	0,22	0,27	1,06
<i>Lecane proietta</i>											0,02							
<i>Lecane quadridentata</i>								0,05						0,05				0,02
<i>Lecane rhenana</i>																	0,02	
<i>Lecane signifera</i>	0,02																	
<i>Lecane ungulata</i>																	0,05	
<i>Lepadella cristata</i>				0,07		0,12												
<i>Lepadella ovalis</i>																	0,05	
<i>Lepadella donneri</i>			0,07		0,05													
<i>Lepadella</i> sp.		0,07																
<i>Macrochaetus altamirai</i>																		0,15
<i>Mytilinia acantophora</i>								0,02		0,02				0,02				0,02

<i>Alonella clathratula</i>	0,02																		
<i>Bosmina freyi</i>					0,27														
<i>Bosmina hagmanni</i>					0,79	0,07	0,35	0,02	0,02		0,10		0,15			0,37	0,12		
<i>Bosmina tubicen</i>																0,32			
<i>Bosminopsis deitersi</i>				0,02					0,02		0,02	0,05	0,05	0,54	0,07	4,22			
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>					0,67						0,22	0,05	0,05	0,17			0,10		
<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i>						0,05		0,05			0,27	0,05		0,07	0,15	0,07			
<i>Chydorus dentifer</i>														0,02					
<i>Coronatella poppei</i>	0,02		0,02					0,05				0,07		0,02		0,17			
<i>Coronatella sp.</i>								0,05											
<i>Daphnia gessneri</i>						0,02													
<i>Daphnia sp.</i>					0,05														
<i>Diaphanosoma birgei</i>					0,25	0,02	0,02						0,02			0,10			
<i>Diaphanosoma brevireme</i>												0,02						0,12	
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>					0,02							0,02						0,05	
<i>Diaphanosoma polypina</i>					0,05									0,02					
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>					1,33							0,05		0,02				0,05	
<i>Ephemeroporus tridentatus</i>													0,05						
<i>Euryalona brasiliensis</i>															0,02				
<i>Grimaldina brazzai</i>															0,02				
<i>Ilyocryptus spinifer</i>								0,05								0,30	0,27		
<i>Kurzia polypina</i>						0,02											0,02		
<i>Macrothrix elegans</i>													0,02	0,07					
<i>Macrothrix laticornis</i>								0,02										0,07	
<i>Macrothrix mira</i>									0,05										
<i>Macrothrix squamosa</i>						0,02						0,07				0,07	0,02		
<i>Macrothrix superaculeata</i>																0,05	0,02		
<i>Macrothrix sp.</i>																0,02			
<i>Moina minuta</i>	0,02				0,07			0,02	0,12		1,06	0,25	0,57	0,12	0,42	3,65			
<i>Moinodaphnia macleari</i>												0,05							
<i>Nicsmirnovius sp.</i>		0,02																	
Riqueza	3	3	1	1	1	1	1	9	6	2	7	3	1	5	10	7	14	10	12

Tabela 5: Taxa zooplancônicas do grupo Copepoda com suas respectivas densidades (ind/L) encontrados nos nove trechos (TR) da calha principal do Rio Parnaíba durante os períodos de estiagem (C1) e chuvoso (C2).

TAXA	ALTO PARNAÍBA						MÉDIO PARNAÍBA						BAIXO PARNAÍBA					
	TR 1		TR 2		TR 3		TR 4		TR 5		TR 6		TR 7		TR 8		TR 9	
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2
COPEPODA																		
Náuplio Cyclopoida	0,05	0,02		0,02	0,05	0,05	1,41	0,96	0,32	0,15	0,59	0,10	4,37	1,06	0,37	1,88	0,57	5,53
Náuplio Calanoida					0,05		0,02						0,02	0,02	0,12	0,02		0,02
Copepodito Cyclopoida	0,02					0,07	1,09	0,62	0,12	0,17	0,15	0,22	2,69	0,57	0,52	0,96	0,27	1,58
Copepodito Calanoida							0,47	0,05						0,15	0,05	0,15		0,37
Copepodito Harpacticoida												0,20		0,12				0,02
<i>Mesocyclops</i> sp.								0,02										
<i>Microcyclops anceps</i>													0,05		0,07	0,02		0,02
<i>Paracyclops fimbriatus</i> cf.								0,02						0,05				0,02
<i>Thermocyclops decipiens</i>							0,12	0,07	0,10	0,02	0,05		1,26		0,05	0,05	0,15	
<i>Thermocyclops minutus</i>							2,99			0,05			0,07	0,02				0,05
<i>Notodiaptomus dubius</i>							0,05									0,02		
<i>Notodiaptomus iheringi</i>							0,12											
<i>Notodiaptomus oliveirae</i>							0,69			0,02			0,10					
<i>Notodiaptomus</i> sp.							0,12		0,05				0,10		0,17			
<i>Harpacticoida</i>		0,02		0,05		0,02	0,02	0,02		0,05		0,02		0,25		0,02		
Riqueza	0	1	0	1	0	1	7	4	2	4	1	1	5	3	4	3	1	2

Tabela 6: Riqueza Total dos três grupos taxonômicos – Rotifera, Cladocera e Copepoda-, distribuídas nas três porções (Alta, Média e Baixa) do Rio Parnaíba e seus respectivos trechos, e nas duas estações (estiagem (C1) e chuvosa (C2)).

Riqueza	Grupos	ALTO PARNAÍBA						MÉDIO PARNAÍBA						BAIXO PARNAÍBA					
		TR 1		TR 2		TR 3		TR 4		TR 5		TR 6		TR 7		TR 8		TR 9	
		C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2
	ROTIFERA	5	3	3	5	11	10	11	21	8	15	20	17	31	36	33	33	35	47
	CLADOCERA	3	3	1	1	1	1	9	6	2	7	3	1	5	10	7	14	10	12
	COPEPODA	0	1	0	1	0	1	7	4	2	4	1	1	5	3	4	3	1	2
	Total	8	7	4	7	12	12	27	31	12	26	24	19	41	49	44	50	46	61

Análises multivariadas e similaridades entre as comunidades

A análise de classificação dos *taxa* e das variáveis ambientais no Rio Parnaíba evidencia uma separação em três grupos (Figura 5). Observa-se uma elevada similaridade entre os trechos TR1, TR2 e TR3 (Alto Parnaíba), e entre suas respectivas estações (estiagem e chuvosa). Os dois grupos restantes mostram similaridades entre os trechos nas porções Média e Baixa, tanto durante a estação chuvosa, como na estiagem.

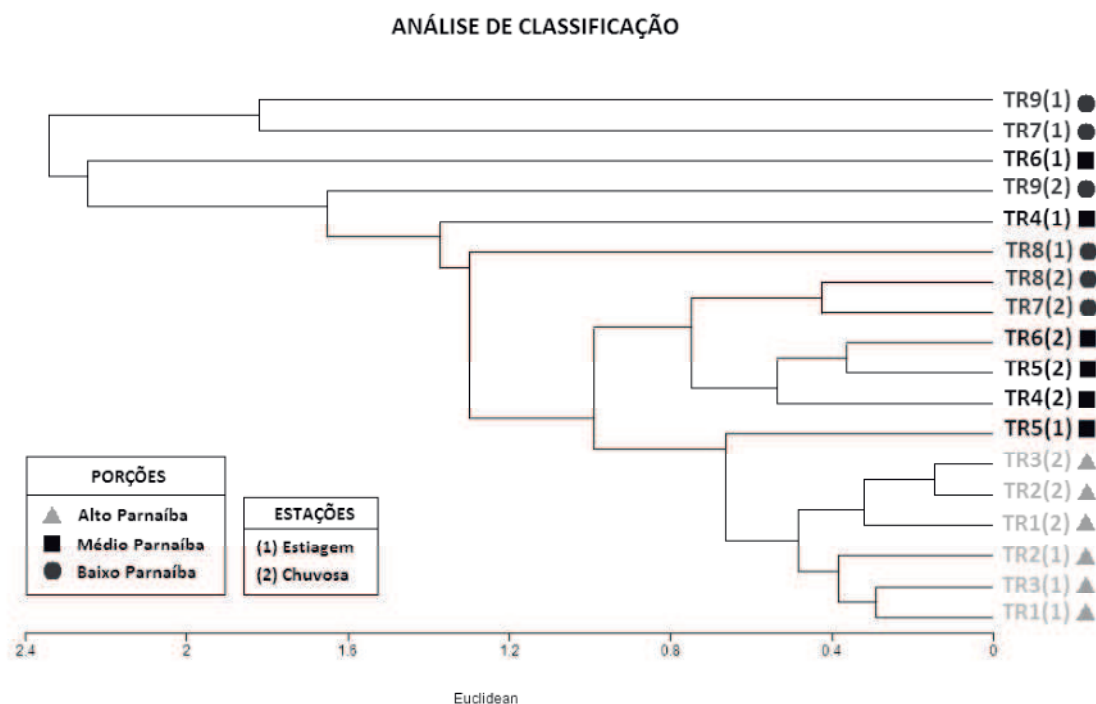


Figura 6. Análise de Classificação dos *taxa* zooplantônicos e variáveis ambientais ao longo do Rio Parnaíba e nas duas estações (estiagem e chuvosa).

A análise de componentes principais (PCA), com o Eixo 2 explicando 51,9% dos resultados, com um percentual de confiança de 27%, e o Eixo 1 explicando 27,7%, com percentual de confiança 24,2%, apontou a temperatura como fator determinante na variação da densidade e riqueza da comunidade zooplantônica no Rio Parnaíba (Tabela 5) (Figura 6). Tal variável, positivamente correlacionada aos dois eixos, esteve fortemente relacionada aos trechos TR7 e TR9 durante o período de estiagem, proporcionando condições para o desenvolvimento de bdellóides, *Keratella americana*, *Thermocyclops decipiens*, *Euchlanis dilatata*, *Filinia opoliensis* e *Brachionus falcatus*. Entretanto, nos mesmos trechos durante a estação chuvosa, as espécies *M. minuta*, *Plationus patulus*, *Lecane papuana*, *Bosminopsis deitersi* e náuplios e copepoditos de cyclopóida, desenvolveram-se.

A velocidade da água, a condutividade e os nutrientes (PTotal, NTTotal, nitrito e clorofila-*a*) foram de fundamental importância no sistema, atuando de forma positiva sobre a seleção de espécies de zooplâncton como *Lecane bulla*, *L. luna*, *L. curvicornis*, *Platytas quadricornis*, *Testudinella patina* e Harpacticoida. A transparência da água aparentemente não influenciou os organismos, porém, esteve positivamente relacionada com o eixo 1 e, negativamente, com eixo 2, havendo correlação direta com *Lecane lunaris* e Médio Parnaíba durante a estiagem. O pH também não apresentou influência nítida, entretanto, esteve positivamente relacionado com o eixo 1 e com as espécies *Bosmina hagdmani*, *Filinia longiseta* e *F. terminalis*, durante a estiagem, e, negativamente relacionado com eixo 2. Tais variáveis estiveram correlacionadas diretamente com a porção Média e os trechos TR7 e TR8 do Baixo Parnaíba durante a estação chuvosa.

A porção Alta do Rio Parnaíba (TR1, TR2 e TR3), em ambas as estações, apresentou-se negativamente correlacionada com os dois eixos, entretanto, esteve positivamente relacionada com o OD.

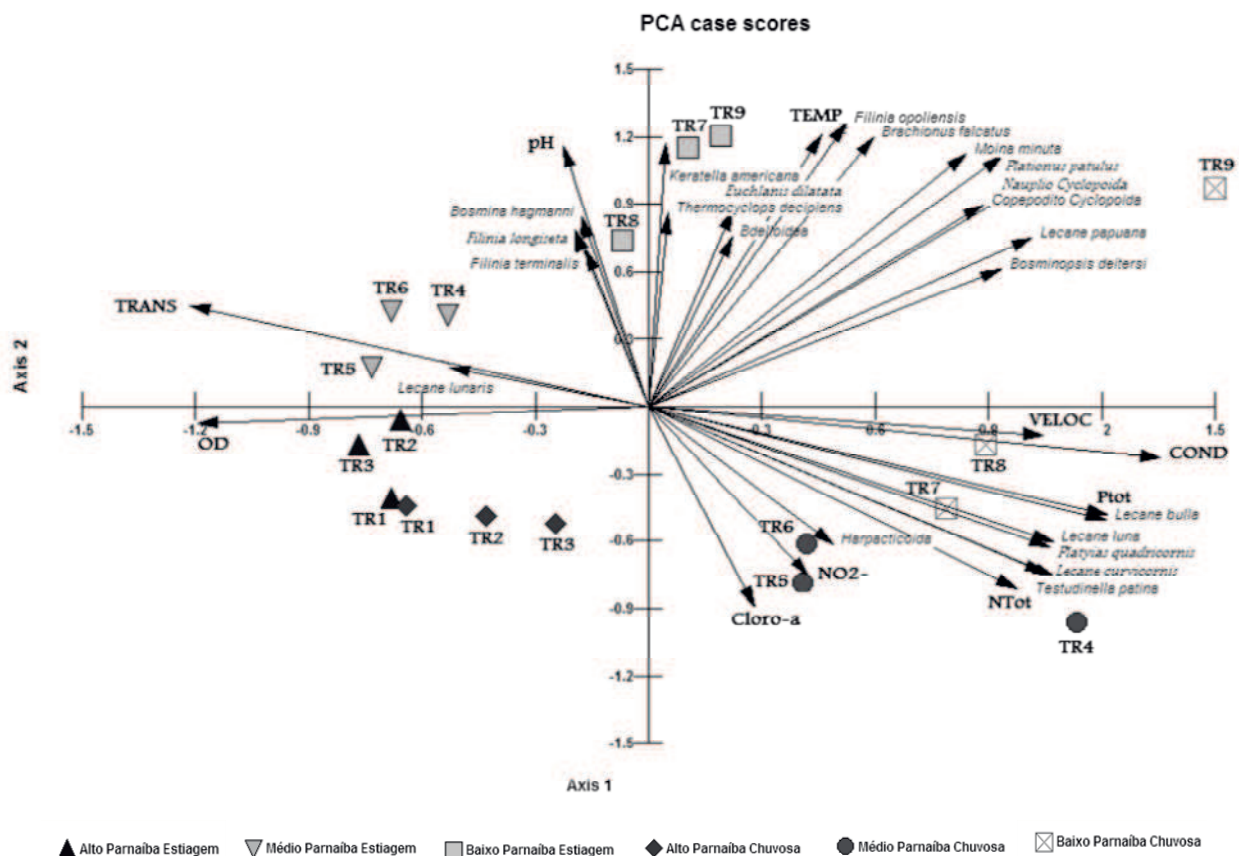


Figura 7. Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando a influência das variáveis ambientais sobre as comunidades zooplancônicas do Rio Parnaíba durante as estações de estiagem e chuvosa. (Vector scaling: 4.65)

Tabela 7: Porcentagem da variância dos Eixos 1 e 2 e valor das variáveis ambientais para a Análise de Componentes Principais (PCA) da comunidade zooplânctônica no Rio Parnaíba, nas duas estações.

	Eixo 1	Eixo 2		Eixo 1	Eixo2		Eixo 1	Eixo2
Variância	27,7%	51,9%		27,7%	51,9%		27,7%	51,9%
OD	-0.259	-0.016	BchFal	0.129	0.260	LecLuri	-0.114	0.038
pH	-0.049	0.250	PlaPat	0.203	0.241	LecPap	0.220	0.163
Cond	0.293	-0.049	PlaQua	0.230	-0.136	TesPat	0.232	-0.164
Temp	0.099	0.262	KerAm	0.010	0.253	MoiMi	0.182	0.243
Trans	-0.263	0.097	EucDil	0.048	0.189	BosHag	-0.038	0.182
Veloc	0.226	-0.027	FilLon	-0.042	0.170	BosDeit	0.202	0.132
NO2-	0.092	-0.163	FilOpo	0.113	0.274	NauCy	0.209	0.206
PTot	0.263	-0.104	FilTer	-0.036	0.151	CopCy	0.192	0.194
NTot	0.211	-0.176	LecBul	0.263	-0.109	TheDec	0.011	0.187
Cloro-a	0.061	-0.194	LecCur	0.227	-0.161	Harp	0.106	-0.133
Bdel	0.048	0.164	LecLu	0.232	-0.131			

DISCUSSÃO

Nos rios, o zooplâncton apresenta um número reduzido de espécies e baixa biomassa, com predominância de formas de tamanho pequeno, como protozoários, rotíferos, cladóceros pertencentes à família Chydoridae e estágios larvais de copépodes (náuplios). Os fatores que interferem na estrutura e dinâmica do zooplâncton em sistemas lóticos, geralmente incidem em duas categorias: (1) fatores que afetam a deriva desses organismos de áreas de remansos, canais laterais, lagoas marginais e represas (onde são desenvolvidas grandes populações); e (2) fatores que afetam o seu crescimento e reprodução (por exemplo, a alta carga de sedimento transportada pelo rio pode inibir a produção fitoplanctônica e reduzir a disponibilidade de recursos para o zooplâncton) (Serafim-Júnior *et al.*, 2006).

Na bacia do Rio Paraná e de seus grandes afluentes, principalmente os situados nas regiões sudeste e sul brasileiras, existem diversos trabalhos caracterizando a comunidade zooplânctônica de diversos ambientes, como planícies de inundação, lagoas adjacentes e reservatórios (Bonecker *et al.* 1994). Todavia, são raras as informações disponíveis sobre os ambientes lóticos, voltados para os grandes rios, onde a bacia do Rio Parnaíba está incluída.

A maior parte das comunidades limnéticas é caracterizada por apresentar, em cada grupo, uma espécie excepcionalmente abundante e numericamente dominante

sobre as outras, sendo que, abundância e tempo de ocorrência, de cada espécie, variam de lago para lago. Essa dominância de uma espécie está associada, provavelmente, a certas características genéticas, morfológicas, fisiológicas e ecológicas, que a capacitam a utilizar seu habitat mais eficientemente e com maiores vantagens sobre as outras espécies (Pennak, 1957).

O zooplâncton, componente importante dos ecossistemas límnicos, é constituído por um conjunto bastante variável de organismos, cujos comportamentos biológicos são amplamente suscetíveis às variações de fatores ambientais, como predação, competição e recursos alimentares, além das variáveis abióticas, tais como temperatura, concentração de OD, flutuação do nível da água, vento e precipitação, refletindo, a ação diferencial destes fatores sobre a alternância de espécies ao longo do tempo e do espaço (Fernando, 2002; Camargo, 2004; Pinto-Coelho *et al.*, 2005). Assim, uma determinada espécie poderá ser favorecida num dado momento e dominar a comunidade, resultando em importantes mudanças na sua estrutura.

Em muitos ambientes aquáticos no Brasil, e em todo o mundo, os rotíferos dominam em número de espécies, seguidos pelos cladóceros e copépodos, o que foi verificado também neste estudo. Em ambientes lóticos isso também acontece, principalmente por se tratarem de organismos extremamente oportunistas apresentando uma alta capacidade adaptativa, colonizando rapidamente uma grande variedade de habitats e ocupando diferentes nichos. Devido ao seu hábito alimentar diverso, os rotíferos participam da ciclagem de nutrientes e, portanto, da produtividade do ecossistema (Pourriot 1977; Rocha *et al.* 1995; Lansac-Tôha *et al.* 1997; Pourriot *et al.* 1997; Gosselain *et al.* 1998; Walz & Welker, 1998; Reckendorfer *et al.* 1999; Kim & Joo, 2000; Peláez-Rodríguez 2002).

No Rio Parnaíba, com o aumento do nível das águas no período de chuvas em consequência da constante entrada de água proveniente de seus afluentes, observou-se um aumento na riqueza do zooplâncton. De acordo com Matsumura-Tundisi *et al.* (2002) a riqueza planctônica é uma variável influenciada por diversos fatores e o aumento do estado trófico muitas vezes promove a presença de um maior número de espécies, devido à redução da competição por recursos alimentares entre elas. Entretanto, alguns autores, afirmam que o aumento da riqueza da comunidade planctônica pode não estar necessariamente ligado ao grau de trofia do ambiente. Além disso, a presença de uma barreira físico-química durante parte do ano, a ocupação por macrófitas, ou a proteção por uma densa cobertura vegetal marginal, também influem na

distribuição espaço-temporal da comunidade zooplanctônica (Burgis *et al.* 1973; Matsumura-Tundisi & Tundisi (1976); Santos, 1980; Matsumura-Tundisi *et al.* (1989), Matsumura-Tundisi *et al.* (1990), Rocha *et al.* (1995) e Neves *et al.* (2003)).

Durante o estudo foi observada uma alta dominância de rotíferos ao longo do Rio Parnaíba e nas duas estações. Essa dominância, durante muito tempo, esteve associada ao aumento do estado trófico do ambiente, provavelmente devido ao curto ciclo de vida e rápida reprodução desses organismos, favorecendo-os em ambientes mais dinâmicos, competitivos e seletivos. A composição de rotíferos registrada no rio Parnaíba é caracterizada pelo predomínio das famílias Brachionidae e Lecanidae consideradas típicas de ambientes tropicais (Guntzel *et al.* 2000; Lucinda 2003). Além disso, são consideradas também como as mais frequentes na América do Sul, e comumente observadas nos ambientes aquáticos brasileiros (Rocha *et al.* 1995; Bonecker *et al.* 2005). Ambas foram dominantes também nos estudos de Carvalho (1983), Serafim-Junior (1997) e Bonecker (1998).

A dominância numérica de Rotifera no plâncton em riqueza de espécies e abundância (exceto Protozoa), principalmente sobre os microcrustáceos, na maioria dos ambientes aquáticos continentais (rios, lagos, reservatórios e poças), é um padrão comum para a região tropical (Rocha *et al.*, 1995). Esse fato pode ser atribuído ao curto ciclo de vida desses organismos, nos quais podem desenvolver grandes populações transitórias pelas altas taxas de reprodução e de crescimento, permitindo o desenvolvimento de inúmeras espécies em ambientes instáveis (Allan, 1976).

A família Brachionidae é considerada uma das mais importantes para o zooplâncton de águas continentais cujas espécies são geralmente planctônicas. Já a família Lecanidae, ao contrário, é litorânea, estando relacionada ao bentos e ao biofilme, principalmente em locais ricos em vegetação, ocorrendo no plâncton como migrantes (Almeida *et al.*, 2006).

A presença da barragem de Boa Esperança a montante do trecho TR4 explicaria o favorecimento do desenvolvimento em número de espécies k-estrategistas, ocorrendo espécies tipicamente planctônicas, como cladóceros (família Daphnidae, por exemplo) e copépodos, apesar dos rios representarem ambientes inóspitos para o desenvolvimento dos mesmos (Sa-ardrit & Beamish, 2005). Observou-se que nesse trecho, houve um notável aumento na diversidade de cladóceros e copépodos, o que pode ser justificado pelo comportamento lântico do sistema ou até mesmo pela maior transparência da água nesse ponto, proporcionando, por sua vez, o aparecimento dessas

espécies. Além disso, foi registrada a presença de macrófitas no respectivo trecho. A presença de macrófitas fornece substratos adequados para estes organismos, típicos de região litorânea (Santos-Wisniewski *et al.*, 2002).

Apesar de sua importância, a construção de barragens é muito impactante, e sua implantação implica, necessariamente, na transformação de um ambiente lótico em um ambiente intermediário (semilêntico), influenciando os componentes hidrológicos, climatológicos e biológicos locais, podendo produzir ainda várias alterações sobre as comunidades aquáticas e a qualidade da água (Silva, 1998; Renault & Santos, 2002). Alguns estudos têm demonstrado que a formação de um reservatório induz a substituição de espécies que predominam em rios, por aquelas características de ambientes lênticos (Lansac-Tôha *et al.*, 1999).

Allan (1976) considerou os cladóceros como oportunistas, entretanto, sem o mesmo potencial biótico dos rotíferos e muitos compartilham os mesmos recursos alimentares, todavia deve-se considerar que os cladóceros são mais vulneráveis à predação por vertebrados. Sonoda e Silva (2003), analisando a distribuição longitudinal (rio, transição e lacustre) de cladóceros no reservatório da UHE Pedra, verificaram o predomínio de *Moina* sp. em menor densidade na região de rio, enquanto que nas regiões seguintes (reservatório e lacustre) ocorria o predomínio e maior densidade de *Daphnia gessneri* e *Diaphanosoma spinulosum*. No presente estudo verificou-se que *Moina minuta*, embora em baixas densidades, esteve fortemente relacionada ao Baixo Parnaíba e durante a estação chuvosa, pois preferem ambientes mais ricos em alimentos. Houve um notável aumento da diversidade de cladóceros no trecho TR4, devido ao sucesso no estabelecimento de suas comunidades, principalmente do gênero *Diaphanosoma*, com destaque para *D. spinulosum*, que apresentou maior densidade na estiagem. De acordo com Nogueira (1996), associações entre plâncton e macrófitas podem servir como ponto de concentração, tanto de habitats como de alimentos para organismos de todos os níveis tróficos.

Os copépodes mostraram uma baixa riqueza de espécies no Rio Parnaíba e a abundância observada estava, sobretudo, relacionada aos estágios juvenis representados por náuplios e copepoditos. Obtiveram ainda, poucos representantes na forma adulta, com maior frequência dos cyclopoidas, ao contrário de outros estudos, onde foi encontrada apenas uma única espécie de Cyclopidae e cinco espécies de Diaptomidae (Bozelli, 1992). O mesmo pôde ser verificado por Brito (2008) no Médio Xingu, que encontrou duas espécies de Cyclopidae e três de Diaptomidae. O copépodes calanóides,

pouco freqüentes no Rio Parnaíba, têm sido mais freqüentemente associado com condições oligo-mesotróficas e, como todos os demais grupos, apresentam também um gradiente de sensibilidade em função da espécie (Sonoda & Silva, 2005).

Matsumura-Tundisi *et al.* (1997) mostraram que a densidade de Copepoda Cyclopoida é maior que a dos Copepoda Calanoida devido, principalmente, ao seu hábito alimentar raptorial. A abundância de *Thermocyclops*, assim como de formas jovens (náuplios) a partir do trecho TR4, pode ser devido à contribuição da Barragem de Boa Esperança a montante. Estes organismos são conduzidos dos reservatórios para o rio, à jusante, através das descargas, e como k-estrategistas, e possuindo um tempo de geração maior, necessitam de ambientes mais estáveis para se desenvolverem. Segundo Reid (1989) maiores densidades de *T. minutus* são associadas a condições de oligo-mesotrofia, enquanto *T. decipiens* a condições meso-eutróficas.

A dominância das formas jovens de Copepoda é frequentemente registrada em ecossistemas aquáticos. Alguns trabalhos relataram a baixa abundância de formas adultas de copépodos em ambientes lóticos (Panarelli et al., 2003; Casanova, 2005). Esse fato pode ser atribuído a uma estratégia reprodutiva do grupo, onde as fêmeas portam um grande número de ovos, especialmente Cyclopoida. Também, deve-se ressaltar a importância constituída pelos copépodos adultos como item alimentar para muitas larvas de peixes e outros invertebrados (Cabianca & Sendacz, 1985).

Um grande número de taxa, com poucos representantes de cada um deles, é uma situação esperada para ambientes lóticos, principalmente se o ambiente não apresenta grande contaminação por matéria orgânica.

O Rio Parnaíba mostrou-se homogêneo em relação às variáveis ambientais analisadas, e as variações nas condições físicas medidas, provavelmente ocorreram por influência da sazonalidade.

A temperatura, fator determinante na variação da densidade e riqueza da comunidade zooplancônica no Rio Parnaíba, influencia vários processos no sistema aquático como a solubilidade dos gases, esta esteve negativamente correlacionada com o OD e positivamente correlacionada com a porção Baixo Parnaíba. Desta forma, os elevados valores de oxigênio dissolvido observados no Alto Parnaíba durante as duas estações, podem estar relacionados com diminuição da temperatura nesta porção.

Durante a estiagem, os valores dos nutrientes foram relativamente baixos, tornando as condições menos eutróficas, além de uma maior transparência da água verificada com o disco de Secchi. Com as chuvas, aumenta a contribuição dos

tributários e o escoamento superficial, determinando o maior ingresso de substâncias, principalmente os compostos nitrogenados.

Naturalmente, a quantidade de fósforo que entra no sistema aquático depende do conteúdo de fosfato presente nos minerais das rochas da bacia de drenagem, do material particulado da atmosfera e do fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone. O fosfato pode ainda ser carregado no rio através de efluentes domésticos e industriais (Esteves, 1998). A presença de adubos fosfatados na bacia, também interfere na disponibilidade de fósforo no sistema aquático, principalmente se este composto aumentar as suas concentrações no período chuvoso. O grande aporte de fósforo verificado na porção Baixa do Rio Parnaíba durante a estação chuvosa pode estar diretamente relacionado com a grande quantidade de íons fosfatos dissolvidos provenientes de material alóctone, e/ou ser resultante da alta taxa de decomposição nessa porção.

A crescente concentração do nitrogênio ao longo do Rio Parnaíba, principalmente durante a estação chuvosa, pode ter sido originada de fontes naturais ou de sua própria ciclagem no ambiente. Assim como o fósforo, o nitrogênio pode ser oriundo de material orgânico e inorgânico de origem alóctone, da fixação de nitrogênio molecular no próprio ambiente, e até mesmo, da chuva (Esteves, 1998). O aumento do nitrogênio total pode ter sido devido ao aumento da lixiviação da bacia no período de chuvas (Allan 1995). As concentrações de nitrito, em geral, são sempre baixas em ambientes oxigenados, uma vez que este nutriente representa apenas uma forma intermediária e instável do nitrogênio inorgânico (Esteves, 1998).

O conhecimento das concentrações da clorofila-*a*, um dos principais componentes responsáveis pela fotossíntese, podem indicar a biomassa fitoplanctônica. Os baixos valores de clorofila-*a* observados ao longo do Rio Parnaíba (com exceção dos trechos TR4 e TR7, na estiagem) e ao longo das estações, podem estar relacionados à baixa abundância da comunidade fitoplanctônica no rio. A alta concentração de clorofila-*a* nos trechos TR4 e TR7 pode estar associada à alta transparência da água nesses ambientes, proporcionando assim, uma alta taxa de fotossíntese em ambos os trechos.

No Rio Parnaíba, a PCA mostrou que as espécies *Lecane bulla*, *L. luna*, *L. curvicornis*, *Platyias quadricornis*, *Testudinella patina* e Harpacticoida estiveram correlacionadas com os nutrientes (PTotal, NTotal, nitrito e clorofila-*a*), com a velocidade da água e com a condutividade, sofrendo forte influência da estação

chuvosa. Portanto, Gannon & Stemberger (1978) e Bertoletti (2011) estudando reservatórios, consideram que as espécies *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *Epiphanes macrourus*, *Filinia opoliensis*, *Keratella cochlearis*, *K. tropica*, *Trichocerca pusilla* e *T. similis*, podem ser indicativas de grau de trofia das águas. Essas espécies foram predominantes no Baixo Parnaíba durante a estiagem, sugerindo que tal porção apresenta características eutróficas.

Os fatores abióticos parecem ocupar um papel menos importante na estruturação da comunidade. O fato de não se observar uma variação do zooplâncton diretamente relacionada com fatores ambientais pode evidenciar uma influência significativa de fatores inerentes à própria comunidade zooplanctônica, ou, até mesmo, a outras comunidades do ecossistema límico. A predação, disponibilidade de alimento, competição, diferentes formas de reprodução do zooplâncton, estratégias de sobrevivência, entre outros, devem ser levados em conta no estudo da distribuição e estrutura da comunidade zooplanctônica (Cabianca, 1991).

Todavia, vários estudos em planícies de inundação relacionam o aumento da diversidade zooplanctônica com o aumento dos níveis hidrométricos (Hardy, 1980; Koste & Robertson, 1983; Hardy et al., 1984; Bonecker et al., 1994).

CONCLUSÃO

- ✓ O grupo Rotifera destacou-se por apresentar maior riqueza e abundância ao longo do Rio, seguido dos Cladocera e Copepoda, e a porção Baixo Parnaíba foi a que mostrou a maior parte desses dados na estação chuvosa.
- ✓ De forma geral, não houve variação significativa das variáveis ambientais ao longo do rio, entretanto, houve variações significativas entre as estações de estiagem e chuvosa.
- ✓ A estação chuvosa e a porção Baixo Parnaíba apresentaram maior riqueza e abundância de espécies.
- ✓ Os nutrientes analisados distribuíram-se de forma homogênea ao longo do rio, não apresentando variações significativas, com exceção do PTotal e do NTotal, que apresentaram diferenças significativas entre as porções Alta, Média e Baixa e entre as estações de estiagem e chuvosa.

- ✓ Houve modificação das características bióticas e abióticas provocadas pela barragem de Boa Esperança a montante do trecho TR4, houve uma alteração na composição da comunidade zooplanctônica a partir deste trecho, proporcionando condições para desenvolvimento de espécies típicas de ecossistemas lênticos, como cladóceros e copépodos.
- ✓ As porções Médio e Baixo Parnaíba apresentaram-se, significativamente, mais similares entre si, quando comparadas com a porção Alto Parnaíba.

REFERÊNCIAS

- ALLAN JD. 1976. Life history patterns in zooplankton. *Amer. Naturalist* **100(971)**: 165-80.
- ALLAN J.D. 1995. Stream Ecology: Structure and function of running waters. London: Chapman & Hall, 400p.
- ALMEIDA VLS, LARRAZÁBAL MEL, MOURA AN, JÚNIOR M. 2006. Rotifera from littoral and pelagic zones of Tapacurá reservoir, Pernambuco, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia* **96(4)**: 445-451.
- ANTÓN-PARDO M, ARMENGOL X. 2010. Zooplankton community from restored peridunal ponds in L'Albufera Natural Park. *Limnetica* **29**: 133-144.
- ARMENGOL X, MIRACLE MR. 1999. Zooplankton communities in doline lakes and pools in relation to some bathymetric parameters and physical and chemical variables. *Journal of Plankton Research* **21**: 2245-2261.
- ÁVILA AC, STENERT C., MALTCHIK L. 2011. Partitioning Macroinvertebrate Diversity Across Different Spatial Scales in Southern Brazil Coastal Wetlands. *Wetlands* (Wilmington, N.C.) **31**: 459-469.
- BERTOLETTI SAEP. 2001. O zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relação entre espécies zooplanctônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo. Tese (Doutorado). São Paulo. USP. 254p.
- BICUDO CEM, BICUDO DC. 2004. Eds. *Amostragem em Limnologia*, RIMA.
- BOIX D, SALA J, MORENO-AMICH R. 2001. The faunal composition of Espolla Ponds (NE Iberian Peninsula): The neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands* **21**: 577-592.
- BONECKER CC, COSTA CL, VELHO LFM, LANSAC-TÔHA FA. 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 CC, LANSAC-TÔHA FA. 1996. Community structure of rotifers in two environments of the upper River Paraná floodplain (MS) - Brazil. *Hydrobiologia* **325**: 137-150. n2.
- BONECKER CC. 1998. Estudos populacionais dos rotíferos em diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná - MS. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá- PR. 75p.
- BONECKER CC, LANSAC-TÔHA FA, STAUB A. 1994. Qualitative study of rotifers in different environments of the high Paraná river floodplain (MS) - Brasil. *Rev. Unimar* **16(3)**: 1-16.
- BOTHÁR A, KISS KT. 1990. Phytoplankton and zooplankton (Cladocera, Copepoda) relationships in the eutrophicated River Danube (Danubialia Hungarica, CXI). *Hydrobiologia* **191**: 165-171.
- BOTHÁR A. 1986. Population dynamics and estimation of production in *Bosmina longirostris* (O.F.Müller) in the River Danube (Danubialia Hungarica, CVIII). *Hydrobiologia* **140**: 97-104.

- BOZELLI RL. 1992. Composition of the zooplankton community of Batata and Mussará lakes and of the Trombetas River, State of Pará, Brazil. *Amazoniana* **12** (2): 239-261.
- BRITO SAC. 2008. Variação espaço-temporal do zooplâncton em diferentes ambientes do Médio Rio Xingu-PA. Belém, PA, 83p. (Dissertação de Mestrado).
- BURGIS MJ, DARLINGTON JPEC, DUNN IG, GANF GG, GWAHABA JG, McGO-WAN LM. 1973. The biomass and distribution of organisms in L. George, Uganda. *Proc. R. Soc., Lond.* **184**: 271-298.
- CABIANCA MAA. A represa de Paraíbuna: aspectos do zooplâncton. São Paulo; 1991. [Dissertação de mestrado – IB/USP].
- CABIANCA MAA, Sendacz S. 1985. Limnologia do reservatório do Borba (Pindamonhangaba, SP). II – Zooplâncton. Boletim do Instituto de Pesca de São Paulo. **12**(3):83-95.
- CAMARGO MZ. 2004. A comunidade íctica e suas interações tróficas como indicadores de integridade biológica na área de influência do projeto hidrelétrico Belo Monte, Rio Xingu. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Pará, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. 167p. 2004.
- CARVALHO, M. L. 1983. Efeitos da flutuação do nível da água sobre a densidade e composição do zooplâncton em um lago de várzea da Amazônia, Brasil. *Acta Amazonica*, 13(5-6): 715-724.
- CASANOVA SMC. 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]. Botucatu: Universidade Estadual Paulista, São Paulo.
- CHESF. Companhia Hidro Elétrica do São Francisco. Acesso: <https://www.chesf.gov.br/SistemaChesf/Pages/SistemaGeracao/BoaEsperanca.aspx>
- CODEVASF - Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. 2006. Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da Bacia do Parnaíba, PLANAP: síntese executiva (Território Vale do Rio Canindé). Brasília – DF: TDA Desenhos & Artes Ltda.
- CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. 2010. Rio Parnaíba: Aspectos Geográficos e Recursos Naturais.
- CORNELL HV, KARLSON RH. 1996. Species richness of reef-building corals determined by local and regional processes. *The Journal of Animal Ecology* **65**: 233–241.
- CORNELL HV, LAWTON JH. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *The Journal of Animal Ecology* **61**: 1–12.
- COTTENIE K, DE MEESTER L. 2004. Metacommunity structure: synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel. *Ecology* **85**: 114–119.
- CRIST TO, VEECH JA, GERING JC, SUMMERVILLE KS. 2003. Partitioning Species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β and γ diversity. *The American Naturalist* **162**: 734–743.

- DE MEESTER L, DECLERCK S, STOKS R, LOUETTE G, VAN DE MEUTTER F, DE BIE T, MICHELS E, BRENDONCK L. 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**: 715-725.
- DE RUYTER VAN STEVENINCK ED, ADMIRAAL W, BREEBART L, TUBBING GMJ, VAN ZANTEN B. 1992. Plankton in the River Rhine: structural and functional changes observed during downstream transport. *Journal of Plankton Research* **14**: 1351-1368.
- DE RUYTER VAN STEVENINCK ED, ADMIRAAL W, VAN ZANTEN B. 1989. Changes in plankton communities in regulated reaches of the lower river Rhine. *Regulated Rivers: Research and Management* **5**: 67-75.
- DIBBLE ED, THOMAZ SM. 2009. Use of fractal dimension to assess habitat complexity and its influence on dominant invertebrates inhabiting tropical and temperate macrophytes. *Journal of Freshwater Ecology* **24**: 93-102.
- EITAM A, BLAUSTEIN L, VAN DAMME K, DUMONT HJ, MARTENS K. 2004. Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits. *Hydrobiologia* **525**: 125-130.
- ELMOOR-LOUREIRO LMA. 1997. Manual de Identificação dos Cladóceros Límnicos do Brasil. Brasília, Editora Universa. 156p.
- ENACEANU V. 1967. Das Zooplankton der Donau. In: Liepolt, R. (ed.), *Limnologie der Donau*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Section V, pp. 180-197.
- EPE – Empresa de Pesquisa Energética. 2005. Termo de referência da Avaliação Ambiental Integrada - AAI dos aproveitamentos hidrelétricos da bacia do rio Parnaíba.
- ESTEVES FA. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2ª edição, Rio de Janeiro: Interciência, 602p.
- FERNANDO CH. 2002. A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton. Backhuys Publishers, Leiden.
- FERRARI I, FARABEGOLI A, MAZZONI R. 1989. Abundance and diversity of planktonic rotifers in the Po river. *Hydrobiologia* **186/187**: 201-208.
- FLACH PZS. 2009. Partição aditiva da diversidade de nematoda em lagoas costeiras: componentes espaciais e ambientais. *Dissertação de Mestrado*. Mestrado em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil, 41p.
- FRISCH D, MORENO-OSTOS E, GREEN AJ. 2006. Species richness and distribution of copepods and cladocerans and their relation to hydroperiod and other environmental variables in Doñana, South-west Spain. *Hydrobiologia* **556**: 327-340.
- GANNON JE, STEMBERGER RS. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society* **97(1)**: 16-35.
- GODFRAY HCJ, LAWTON JH. 2001. Scale and species numbers. *Trends in Ecology & Evolution* **16**: 400-404.

- GOLTERMAN HL, CLYMNO RS, OHMSTAD MAM. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell Scientific Publication, Oxford: 214 pp.
- GOSSELAIN LV, VIROUX LP, DESCY J. 1998. Can a Community of SmallBodied Grazers Control Phytoplankton in Rivers? *Freshwater Biology* **39**: 9-24.
- GREEN AJ, FUENTES C, MORENO-OSTOS E, RODRIGUES DA SILVA SL. 2005. Factors influencing cladoceran abundance and species richness in brackish lakes in Eastern Spain. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* **41**: 73-81.
- GRIFFITHS D. 1997. Local and regional species richness in North American lacustrine fish. *The Journal of Animal Ecology* **66**: 49–56.
- GRIFFITHS D. 1999. On investigating local–regional species richness relationships. *The Journal of Animal Ecology* **68**: 1051–1055.
- GUISANDE C, TOJA J. 1988. The dynamics of various species of the genus *Brachionus* (Rotatoria) in the Guadalquivir River. *Archiv für Hydrobiologie* **112**: 579-595.
- GUNTZEL AM, ROCHA O, ESPINDOLA EL, RIETZLER AC. 2000. Diversidade do zooplâncton nas lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: I rotifera. In: Santos JE, Pires JSR.(eds): Estação ecológica de Jataí, vol.2 RiMa, São Carlos, SP, p.559-586.
- HARDY ER. 1980. Composição do zooplâncton em cinco lagos da Amazônia Central. Manaus, *Acta Amazonica* **10**: 577-609.
- HARDY ER, ROBERTSON BA, KOSTE W. 1984. About relationship between the zooplankton and fluctuating water levels of Lago Camaleão, a Central Amazonian várzea lake, *Amazoniana* **9**: 43-52.
- HUSTON ML. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos* **86**: 393–401.
- IVERSEN TM, THORUP J, HANSEN T, LODAL J, OLSEN J. 1985. Quantitative estimates and community structure of invertebrates in a macrophyte rich stream. *Archiv für Hydrobiologie* **102**: 291-301.
- JOSÉ DE PAGGI S. 1978. 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 Environment* **13**: 143-156.
- KIM HW, JOO GJ. 2000. The longitudinal distribution and community dynamics of zooplankton in a regulated large river: a case study of the Nakdong River (Korea). *Hydrobiologia* **438**: 171-184.
- KOSTE W. 1978. Rotatoria Die Rodertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt - Monogononta. 2. Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Berlin: Gebrüder Borntraeger. v. 1.
- KOSTE W, ROBERTSON B. 1983. Taxonomic studies of the Rotifera (Phylum Aschelminthes, from a Central Amazonian várzea lake, Lago Camaleão (Ilha da Marchantaria, rio Solimões, Amazonas. *Amazoniana* **8**: 225-254.
- KOTTEK M, GRIESER J, BECK C, RUDOLF B, RUBEL F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* **15**: 259-263.

- LANDE R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* **76**: 5–13.
- LANSAC-TÔHA F, BONECKER CC, VELHO LFM, LIMA AF. 1997. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplânctônica. In: Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS. (eds). *A planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM: Nupelia, p. 117-156.
- LANSAC-TÔHA F, VELHO LFM, BONECKER CC. 1999. Estrutura da comunidade zooplânctônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá-GO. In: Henry, R. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP p.800.
- LEGENDRE P, BORCARD D, PERES-NETO PR. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* **75**: 435–450.
- LIMA AF. 2000. Estrutura das assembléias de Cladocera (Crustacea) associadas à macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*) em distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. 46p. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- LIMA AF, LANSAC-TÔHA FA, VELHO LFM, BINI LM. 1998. Environmental influence on planktonic cladocerans and copepods in the floodplain of the Upper River Paraná, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **33**: 188-196.
- LOREAU M. 2000. Are communities saturated? On the relationship between α , β and γ diversity. *Ecological Letter* **3**: 73–76.
- LORENZEN CJ. 1967. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* **12 (2)**: 343–346.
- LUCINDA I. 2003. Composição de rotifera em corpos d'água da bacia do Tietê - São Paulo, Brasil. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos: 182 p.
- MAITLAND PS. 1990. Field studies: sampling in freshwaters. In: *Biology of fresh waters*, pp. 123-148. Blackie: Glasgow, London. 276 pp.
- MATSUMURA-TUNDISI T. 1997. Estudo de diversidade de espécies de zooplâncton lacustre do Estado de São Paulo. São Carlos: UFSCar (versão preliminar: junho/1997).
- MATSUMURA-TUNDISI T, NEUMANN-LEITÃO S, AGUENA LS, MIYAHARA J. 1990. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Revista Brasileira de Biologia* **50 (4)**: 923-935.
- MATSUMURA-TUNDISI T, RIETZLER AC, TUNDISI JG. 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (S. Carlos, SP-Brazil) and its fluctuation across one year. *Hydrobiologia* **179**: 229-236..
- MATSUMURA-TUNDISI T, TUNDISI JG, ROCHA O. 2002. Zooplankton diversity in eutrophic systems and its relation to the occurrence of cyanophycean blooms. *Verh. Internat. Verein. Limnol* **28**: 671-674.

- MATSUMURA-TUNDISI T, TUNDISI JG. 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir. *Oecologia* **25**: 265-270.
- MEDEIROS ESF, SILVA MJ, RAMOS RTC. 2008. Application of catchment-and local-scale variables for aquatic habitat characterization and assessment in the Brazilian semi-arid region. *Neotropical Biology and Conservation* **3(1)**: 13-20.
- MEDEIROS ESF, RAMOS RTC, RAMOS TPA, SILVA MJ. 2006. Spatial variation in reservoir fish assemblages along a semi-arid intermittent river, Curimataú River, northeastern Brazil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*. Suplemento Especial **1**: 29-39.
- NEVES IF, ROCHA O, ROCHE KF, PINTO AA. 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the River Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera Diversity. São Carlos-SP. *Brazilian Journal of Biology* **63**: 329-343.
- NOGRADY T, WALLACE RL, SNELL TW. 1993. Guide to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world ROTIFERA Volume 1: Biology, Ecology and Systematics. SPB Academic Publishing. The Hague, Netherlands. 142 pp.
- NOGUEIRA MG, MATSUMURA-TUNDISI T. 1996. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa de Monjolinho, São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. *Acta Limnológica Brasiliensia* **8**: 149-168.
- OERTLI B, JOYE DA, CASTELLA E, JUGE R, CAMBIN D, LACHAVANNE JB. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* **104**: 59-70.
- ORMEROD SJ, WATKINSON AR. 2000. Large-scale ecology and hydrology: an introductory perspective from the editors of the Journal of Applied Ecology. *Journal of Applied Ecology* **37**: 1-5.
- PANARELLI EA, CASANOVA SMC, NOGUEIRA MG, MITSUKA PM, HENRY R. 2003. A comunidade zooplanctônica ao longo de gradientes longitudinais no rio Paranapanema/Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In: Henry R. editor. *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: Rima; p. 129-160.
- PAPINSKA K. 1990. Abundance and composition of rotifers in Vistula River. *Polish Archives of Hydrobiology* **37**: 449-459.
- PELÁEZ-RODRÍGUEZ M, MATSUMURA-TUNDISI T. 2002. Rotifer production in a shallow artificial lake (Lobo-Broa Reservoir, sp, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* **62(3)**: 509-516.
- PENNAK RW. 1953 — Freshwater Invertebrates of the United States. New York, Ronald Press Co., 769 p. 1957 — Species composition of limnetic zooplankton communities. *Limnology Oceanography*. **2**: 222-232.
- PINTO-COELHO RB, PINEL-ALLOUL, MÉTHOT G, HAVENS KE. 2005. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**: 348-361.
- POURRIOT R, ROUGIER C, MIQUELIS A. 1997. Origin and development of river zooplankton: Example of the Marne. *Hydrobiologia* **345**: 143-148.

- POURRIOT R. 1977. Food and feeding habits of Rotifera. *Archiv für Hydrobiologie-Beiheft Ergebnisse der Limnologie* **8**: 213-260.
- RECKENDORFER W, KECKEIS H, WINKLER G, SCHIEMER F. 1999. Zooplankton abundance in River Danube, Austria: the significance of inshore retention. *Freshwater Biology* **41**: 583-591.
- REID JW. 1985. Chave de identificação e lista de referências para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustácea, Copepoda). *Boletim Zool.*, Universidade de São Paulo, **9**: 17-143.
- REID JW. 1989. The distribution of species of the genus Thermocyclops (Copepoda, Cyclopoida) in the western hemisphere, with description of *T. parvus*, new species. *Hydrobiologia* **175**: 149-174.
- RENAULT CP, SANTOS EP. 2002. Programa de monitoramento limnológico. Plano de controle ambiental. DOC. 8648/C1-6B-RL-2101. CEMIG. 19p.
- RICKLEFS RE. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* **235**: 167-171.
- RICOTTA C, BURRASCANO S. 2008. Beta diversity for functional ecology. *Preslia* **80**: 61-71.
- ROCHA O, MATSUMURA-TUNDISI T. 1976. Atlas do zooplâncton (Represa do Broa, São Carlos) Vol. I Copepoda. Univ. Fed. de São Carlos, 68pp.
- ROCHA O, SENDACZ S, MATSUMURA-TUNDISI T. 1995. In: Tundisi JG, Bicudo CEM, Matsumura-Tundisi T. (editores) *ABC/SBL Composition, Biomass and Productivity of zooplâncton in natural lakes and reservoirs of Brazil*, Limnology in Brazil p.151-165.
- ROSA RS, MENEZES NA, BRITSKI HÁ, COSTA WJEM, GROTH F. 2003. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. In *Ecologia e Conservação da Caatinga*, Leal IR, Silva JMC, Tabarelli M (eds). EDUFPE: Recife 135-181.
- SA-ARDRIT P, BEAMISH FWH. 2005. Cladocera Diversity, Abundance and Habitat in a Western Thailand Stream. *Aquatic Ecology* **39**: 353-365.
- SANTOS LC dos. 1980 Estudos das populações de cladocera em cinco lagos naturais (Parque Estadual do Rio Doce) que se encontram em diferentes estágios de evolução Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Paulo. 260 pg.
- SANTOS-WISNIEWSKI MJ, ROCHA O, GÜNTZEL AM, MATSUMURA-TUNDISI T. 2002. Cladocera Chydoridae of high altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **62(4A)**: 681-687.
- SAUNDERS JFIII, LEWIS WMJR. 1989. Zooplankton abundance in the lower Orinoco River. *Limnology & Oceanography* **34**: 397-409.
- SERAFIM-JÚNIOR M, PERBICHE-NEVES G, BRITO L DE, GHIDINI AR. 2006. Zooplâncton do rio Itajaí-Açú a jusante da cidade de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. *Estudy Biology*: **28(65)**:47-5
- SCHEFFER M. 1999. The effect of aquatic vegetation on turbidity; how important are the filter feeders? *Hydrobiologia* **409**: 307-316.

- SCHNEIDER DW, FROST TM. 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *Journal of the North American Benthological Society* **15**: 64–65.
- SCHRIVER P, BOGESTRAND J, JEPPESEN E, SONDERGAARD M. 1995. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: largescale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* **33**: 255-270.
- SEGERS H. 1995. Rotifera. The Lecanidae (Monogononta). Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. *SPB Academics* **2**: 226.
- SEMAR-PI, SRH/MMA - Secretária do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Piauí. Secretária de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente Caderno Regional – Região Hidrográfica Parnaíba. *Resumo Executivo*. Piauí. 110 p.
- SERAFIM Jr M. 1997. Heterogeneidade espacial e temporal da comunidade zooplanctônica do sistema rio Ivinhema-Lagoa dos Patos, Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (MS). Maringá, Paraná. Dissertação de Mestrado. 44p.
- SHIEL RJ, WALKER KF, WILLIAMS WD. 1982. Plankton of the Lower River Murray, South Australia. *Australian Journal of Marine & Freshwater Research* **33**: 301-327.
- SHIEL RJ. 1995. A Guide to Identification of Rotifers, Cladocerans and Copepods from Australian Inland Waters. Co-operative Research Centre for Freshwater Ecology Identification Guide, Canberra.
- SHURIN JB. 2001. Interactive effects of predation and dispersal on zooplankton communities. *Ecology* **82**: 3404–3416.
- SILVA WM. 2003. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do Estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. São Carlos: UFSCAR. 154 p. [Tese de Doutorado].
- SILVA WM. 1998. Caracterização do reservatório de Nova Ponte (MG) nos meses de julho/95 (estiagem) e fevereiro (chuvoso) com ênfase na composição e distribuição do zooplankton. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, São Carlos.
- SONODA SL, SILVA NRS. 2003. Distribuição longitudinal de Cladocera limnéticos na represa da barragem da Pedra (Jequié – Bahia). In: *Anais do IX Congresso Brasileiro de Limnologia: Água – Rompendo fronteiras entre Ciências, Educação e Cidadania, Juiz de Fora – MG*. CD.
- SONODA SL, SILVA NRS. 2005. Distribuição longitudinal de copepoda e cladocera no reservatório da barragem da Pedra (Jequié – Bahia). In: *Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia: Água para todos, água responsabilidade de todos, Ilhéus – BA*. CD.
- SPENCER M, BLAUSTEIN L, SCHWARTZ SS, COHEN JE. 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools; relationships with habitat size and permanence. *Ecological Letters* **2**: 157–166.
- STANSFIELD JH, PERROW MR, TENCH LD, JOWITT AJD, TAYLOR AAL. 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.

- SUÁREZ-MORALES E, REID JW, ILIFFE TM, FIERS F. 1996. Catalogo de los Copepodos (Crustacea) continentales de la Peninsula de Yucatan, Mexico. Conabio, Ecosur, pp.296.
- TERLIZZI A, ANDERSON MJ, BEVILACQUA S, FRASCHETTI S, WLODARSKA-KOWALCZUK M, ELLINGSEN KE. 2008. Beta diversity and taxonomic sufficiency: do higher-level taxa reflect heterogeneity in species composition? *Diversity and Distributions* **15**: 450–458.
- THOMAZ SM, DIBBLE ED, EVANGELISTA LR, HIGUTI J, BINI LM. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology* **53**: 358–367.
- THORP JH, BLACK AR, HAAG KH, WEHR JD. 1994. Zooplankton assemblages in the Ohio River: seasonal, tributary and navigation dam effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**: 1634-164.
- VAN ZALINGE N, DEGEN P, PONGSRI C, NUOV S, JENSEN JG, NGUYEN VH, CHOULAMANY X. 2003. The Mekong River System. In. R.L. Welcomme, and TPetr (Eds.) *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries: Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium*, 11-14. Phnom Penh, Cambodia.
- WALZ N, WELKER M. 1998. Plankton development in a rapidly flushed lake in the river Spree system (Neuendorfer See, Northeast Germany). *Journal of Plankton Research* **20(1)**: 2071-2087.
- WELLBORN GA, SKELLY DK, WERNER EE. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics* **27**: 337-363.
- WIGGINS GB, MACKAY RJ, SMITH IM. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie* **58**: 97–206.