

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**PADRÕES ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NA PLANÍCIE DE
INUNDAÇÃO DO RIO ARAGUAIA**

Ludgero Cardoso Galli Vieira

Goiânia

2008

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

**PADRÕES ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NA PLANÍCIE DE
INUNDAÇÃO DO RIO ARAGUAIA**

Ludgero Cardoso Galli Vieira

Orientador: Dr. Luis Mauricio Bini

Co-Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em
Ciências Ambientais da Universidade Federal
de Goiás, como requisito parcial para obtenção
do título de Doutor em Ciências Ambientais

Goiânia

2008

AGRADECIMENTOS

Considero estes últimos 4 anos como sendo os melhores anos da minha vida. Coincidentemente, foram os anos em que defendi a dissertação de mestrado, entrei em um programa de doutorado, me tornei pai e agora, estou defendendo esta tese de doutorado já na expectativa de receber uma bolsa de pós-doutorado. Estes últimos anos realmente foram muito bons!

Tenho plena certeza de que tais resultados poderiam ser comprometidos se diversas pessoas não tivessem colaborado comigo, as quais agradeço sinceramente. No entanto, neste momento não citarei nomes, pois, com certeza, esquecerei injustamente de alguém.

Especificamente, agradeço:

Ao programa de Doutorado em Ciências Ambientais da UFG, pelo apoio prestado e pelas importantes contribuições acadêmicas;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro;

Ao meu orientador, Luis Mauricio Bini, pessoa que admiro e respeito muito;

Aos meus pais e suas infinitas fidelidades;

A minha maravilhosa esposa;

Ao meu amado filho,

A Deus, autor e consumidor de todas as coisas. Alegro-me por acreditar em sua promessa.

SUMÁRIO

RESUMO	5
ABSTRACT	6
CAPÍTULO 1 – APRESENTAÇÃO GERAL	7
CAPÍTULO 2 – A PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO ARAGUAIA	9
CAPÍTULO 3 – METÓDOS	19
3.1 – VARIÁVEIS BIOLÓGICAS	19
3.2 – VARIÁVEIS AMBIENTAIS	19
CAPÍTULO 4 – PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO HORIZONTAL DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOS DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO	21
4.1 – INTRODUÇÃO.....	21
4.2 – ANÁLISE DE DADOS.....	23
4.3 – RESULTADOS.....	26
4.4 – DISCUSSÃO.....	33
CAPÍTULO 5 – O EFEITO DO PULSO DE INUNDAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	37
5.1 – INTRODUÇÃO.....	37
5.2 – ANÁLISE DE DADOS.....	39
5.3 – RESULTADOS.....	41
5.4 – DISCUSSÃO.....	49
CAPÍTULO 6 – PADRÕES NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA: INTEGRANDO PROCESSOS ESPACIAIS E AMBIENTAIS EM UM SISTEMA DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO	53
6.1 – INTRODUÇÃO.....	53
6.2 – ANÁLISE DE DADOS.....	55
6.3 – RESULTADOS.....	58
6.4 – DISCUSSÃO.....	61
CAPÍTULO 7 – PADRÕES DE CONCORDÂNCIA ENTRE OS GRUPOS DE ORGANISMOS ZOOPLANCTÔNICOS	65
7.1 – INTRODUÇÃO.....	65
7.2 – ANÁLISE DE DADOS.....	68
7.3 – RESULTADOS.....	70
7.4 – DISCUSSÃO.....	73
CAPÍTULO 8 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79
APÊNDICE	91
A – LISTA DE ESPÉCIES	91
B – PROCEDIMENTOS DO PROGRAMA R	96
B1 – CAPÍTULO 6.....	96
B2 – CAPÍTULO 7.....	97

RESUMO

Esta tese representa um dos primeiros levantamentos faunísticos da comunidade zooplanctônica em lagos da planície de inundação do rio Araguaia e, além disso, identifica e avalia alguns padrões ecológicos pertinentes desta comunidade. A planície estudada é considerada uma das mais importantes planícies de inundação brasileira, abrangendo uma área de drenagem de aproximadamente 386.478 km² e vazão média de 5.508 m³/s. A comunidade zooplanctônica (tecamebas, rotíferos, cladóceros e copépodes) e variáveis ambientais (tais como pH, temperatura da água, turbidez, condutividade elétrica, entre outras) foram coletadas nas regiões litorâneas e limnéticas de 32 e 22 lagos durante os períodos de águas altas (janeiro de 2006) e baixas (julho de 2006), respectivamente. Seus principais resultados evidenciam que (1) as regiões litorâneas e limnéticas apresentam comunidades similares portanto, um delineamento amostral que considere apenas uma destas regiões seria suficiente para representar toda a comunidade do lago; (2) o pulso de inundação é a principal força motriz responsável pela estruturação da comunidade zooplanctônica e ambiental desta planície; (3) tanto as características ambientais locais quanto processos de dispersão podem explicar parte da origem da diversidade beta da comunidade zooplanctônica, embora a maior parte da variação não tenha sido explicada por nenhum destes dois preditores e (4) nenhum dos grupos analisados são indicativos de algum outro, impossibilitando desta maneira otimizações em procedimentos de monitoramento ambiental por meio da redução do esforço amostral caso grupos concordantes fossem encontrados.

ABSTRACT

This thesis represents one of the first faunistic surveys concerning the zooplanktonic community from lakes of Araguaia river floodplain. Moreover, it identifies and evaluates some relevant ecological patterns of this biological community. The studied floodplain is considered one of the most important in Brazil, comprising a drainage area of c. 386,478 km² with a mean discharge of 5,508 m³/s. Zooplankton (testate amoebae, rotifer, cladocera and copepod) and environmental variables (e.g. pH, water temperature, turbidity, electric conductivity) were obtained in both littoral and limnetic zones of 32 and 22 lakes during the high (January of 2006) and low (July of 2006) water periods, respectively. In general, results evidence that (1) littoral and limnetic zones have similar communities. Therefore, samples gathered in only one of these areas are enough to represent the whole community; (2) the flood pulse is the main driving force structuring zooplankton community and affecting environmental features of Araguaia river floodplain; (3) both local environmental characteristics and dispersion processes partially explain the origin of zooplanktonic beta diversity. However, most of the variation of biological data were not explained by none of these two predictors and; (4) the analyzed groups did not present coherent patterns among each other and, hence, monitoring programs can not use one indicator group to reduce sampling efforts.

CAPÍTULO 1 – APRESENTAÇÃO GERAL

A tese a seguir, escrita de forma dissertativa e dividida em oito capítulos, foi gerada a partir de um estudo da comunidade zooplanctônica em lagos da planície de inundação do rio Araguaia, considerada uma das mais importantes planícies de inundação brasileira, localizada inteiramente em território nacional.

Após esta apresentação geral da estruturação da tese (Capítulo 1), segue uma descrição da área de estudo, contextualizando os estudos realizados na planície de inundação do rio Araguaia, que foram publicados em periódicos indexados ao “Thomson ISI Web of Science” (<http://portal.isiknowledge.com>) (Capítulo 2). O Capítulo 3 descreve os métodos de coleta e quantificação das variáveis ambientais (pH, temperatura da água, turbidez, condutividade elétrica, profundidade do local de coleta, clorofila-*a*, nitrogênio total, fósforo total, desenvolvimento da margem, área e perímetro do lago) e biológicas (comunidade zooplanctônica: tecameba, rotífero, cladóceros e copépodes), ambas coletadas em janeiro de 2006 (período de águas altas) e julho de 2006 (período de águas baixas).

O Capítulo 4, (“**Padrões de distribuição horizontal do zooplâncton em lagos de uma planície de inundação**”) objetiva descrever como os organismos zooplanctônicos estão distribuídos entre as regiões litorâneas e limnéticas na planície de inundação do rio Araguaia e avaliar a eficiência de um delineamento amostral (considerando as estimativas da riqueza, densidade e composição de espécies) que considera apenas uma delas ou ambas as regiões.

Uma vez que as planícies de inundação apresentam variações ambientais e biológicas semelhantes em alguns aspectos e específicas em outros, o Capítulo 5 (“**O efeito do pulso de inundação sobre a comunidade zooplanctônica e as variáveis ambientais**”) tem o objetivo de avaliar o efeito do pulso de inundação sobre as características ambientais e sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica em lagos da planície de inundação do rio Araguaia.

O Capítulo 6 (“**Padrões na estrutura da comunidade zooplanctônica: integrando processos espaciais e ambientais em um sistema de planície de inundação**”) avalia a origem da diversidade beta (variação da composição de espécies entre locais dentro de uma região de interesse) referente a duas hipóteses baseadas na (i) importância relativa de variáveis ambientais (controles baseados no nicho) na determinação da estrutura da comunidade e na (ii) importância das variáveis espaciais (predominância de processos neutros – dispersão).

O Capítulo 7 (“**Padrões de concordância entre os grupos de organismos zooplanctônicos**”) analisa o nível de concordância (nível de similaridade entre as estruturas das assembléias de diferentes grupos taxonômicos ao longo de vários pontos de monitoramento) entre (i) os diferentes grupos de organismos que constituem a comunidade zooplanctônica (tecameba, rotífero, cladóceros e copépodes), (ii) entre estes grupos e as variáveis ambientais e (iii) a concordância temporal (entre os períodos de águas altas e baixas) de cada conjunto de dados (grupos zooplanctônicos e variáveis ambientais).

Consequente, uma conclusão geral do estudo realizado é apresentada (Capítulo 8) e após, encontram-se as referências bibliográficas dos trabalhos citados. As listas das espécies coletadas e um roteiro com os procedimentos no Programa R (R Development Core Team, 2007) das análises referentes aos Capítulos 6 e 7 são apresentadas na forma de apêndices.

CAPÍTULO 2 – A PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO ARAGUAIA

Planície de inundação é um termo utilizado para caracterizar ambientes que apresentam, de forma geral, um rio principal cujas águas extravasam periodicamente do canal principal e inundam uma grande variedade de ambientes terrestres e aquáticos (ambientes lênticos). Junk et al. (1989) define pulso de inundação como ciclos de entrada e saída de água em uma planície de inundação, sendo este responsável por uma considerável troca de matéria e energia entre a planície e o rio principal, constituindo assim na principal função de força que estrutura as comunidades biológicas nestas planícies.

Os estudos em planícies de inundação têm envolvido um número crescente de pesquisadores interessados em diversos aspectos (e.g., geomorfológicos, biológicos e ambientais) (Mertes et al., 1995; Bayley, 1995; Sparks, 1995; Ward et al., 1999; Carvalho et al., 2001; Wijnhoven et al., 2006). Em geral, o interesse por estes ecossistemas tem aumentado ao longo dos anos: uma simples busca no “Thomson ISI Web of Science” (<http://portal.isiknowledge.com>) utilizando a expressão “floodplain*” no título selecionou 2.266 artigos entre 1990 e junho de 2008.

Ademais, este crescente interesse pode ser verificado quando o número de publicações anuais com a expressão “floodplain*” no título é padronizado pela quantidade total das publicações daquele ano (Figura 2.1).

Uma das mais importantes planícies de inundação brasileira é a do rio Araguaia. A bacia do Araguaia abrange uma área de drenagem de aproximadamente 386.478 km², localizada inteiramente em território nacional. A precipitação total anual média é de 1.751 mm e a vazão média do rio Araguaia é de 5.508 m³/s (Aquino et al., 2005). Sua extensão é de 2.110 km e pode ser dividida em três unidades: Alto, Médio e Baixo Araguaia (Latrubesse & Stevaux, 2002).

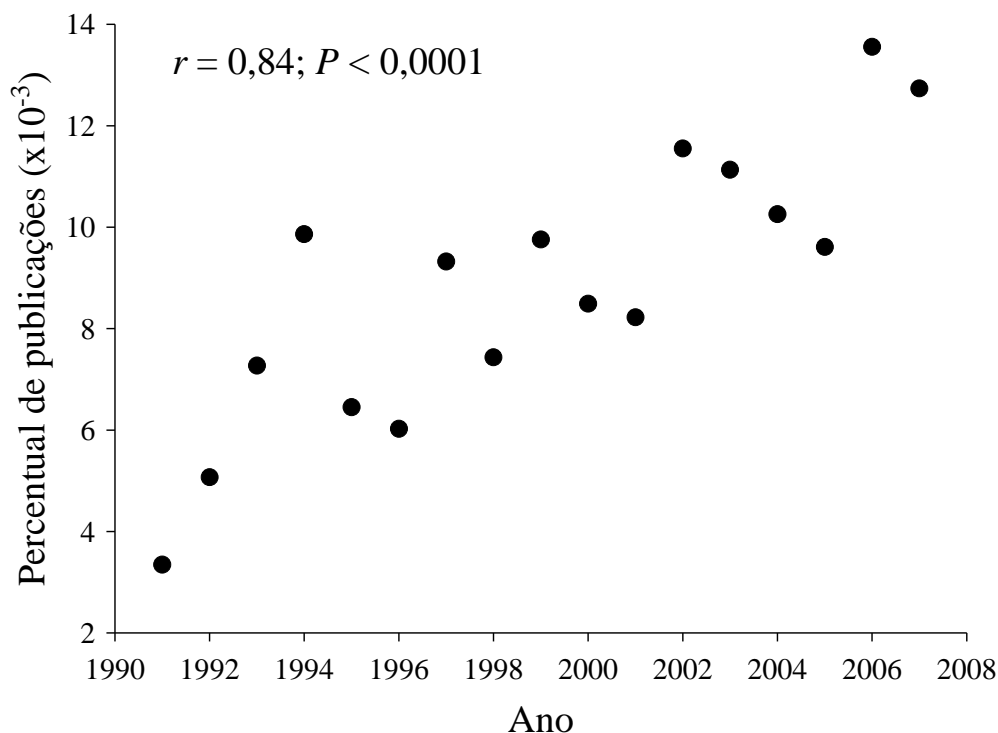


Figura 2.1 – Tendência temporal de aumento do percentual de publicações com o termo “floodplain*” no título.

Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, o clima regional é Aw (tropical de verão úmido e período de estiagem no inverno) e, em geral, os valores máximos de vazão ocorrem entre os meses de novembro e abril (Latrubesse & Stevaux, 2002).

Com a expansão da fronteira agrícola em direção ao Centro Oeste brasileiro, um intenso e crescente processo de degradação ambiental vem ocorrendo nesta região, ao mesmo tempo em que a planície de inundação do rio Araguaia sofre um ativo processo de antropização provocado por processos de desmatamento, mineração, erosão, sedimentação do canal e da planície aluvial (Figura 2.2) (Latrubesse et al., 2007; Latrubesse & Stevaux, 2002; Morais, 2002).

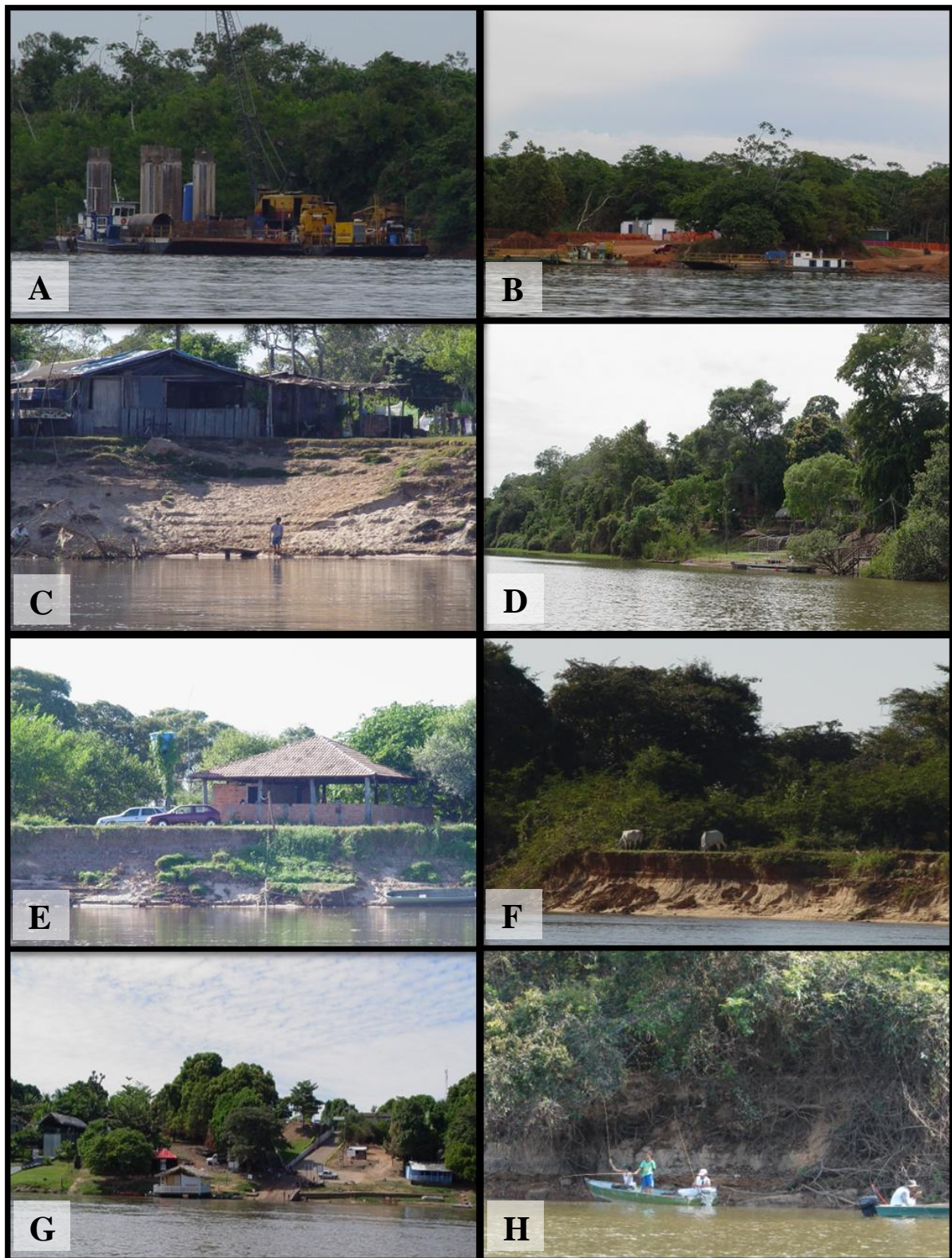


Figura 2.2 – Principais atividades antrópicas na planície de inundação do Médio rio Araguaia. A e B: construção da ponte conectando o Estado de Goiás com o município de Cocalinho – MT; C – E: ocupação indevida de áreas protegidas (mata ciliar); F: pecuária; G: aglomerações populacionais (São José dos Bandeirantes, distrito de Nova Crixás-GO) sem sistemas de tratamento de esgotos; H: turismo.

Apesar da intensa degradação ambiental nos últimos 30 anos e da sua importância social e ambiental, estudos nesta planície são escassos. Apenas 78 artigos estão indexados no “Thomson ISI Web of Science” utilizando a expressão “Araguaia*” no título, nas palavras-chave ou no resumo, entre 1970 e junho de 2008, embora exista uma tendência de aumento (principalmente após 2006 e 2007, ver Figura 2.3).

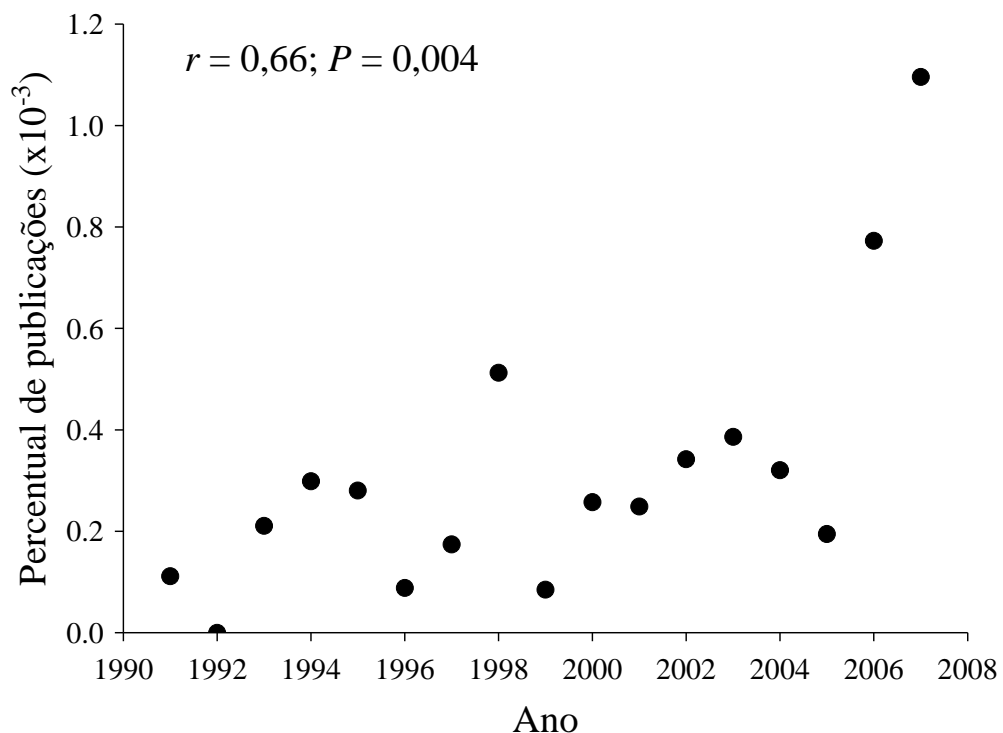


Figura 2.3 – Variação anual do percentual de publicações com a expressão “Araguaia*” no título, nas palavras-chave ou no resumo.

A amplitude das áreas de estudo nesta planície é pequena (segundo pesquisa no “Thomson ISI Web of Science” utilizando a expressão “Araguaia*” citada anteriormente). Metade de todos os trabalhos publicados está concentrada em apenas duas áreas: taxonomia de algumas espécies de peixes e aprimoramento da agricultura nesta região (Figura 2.4). Trabalhos em ecologia ocupam apenas a quarta posição e estudos de conservação ambiental são inexistentes.

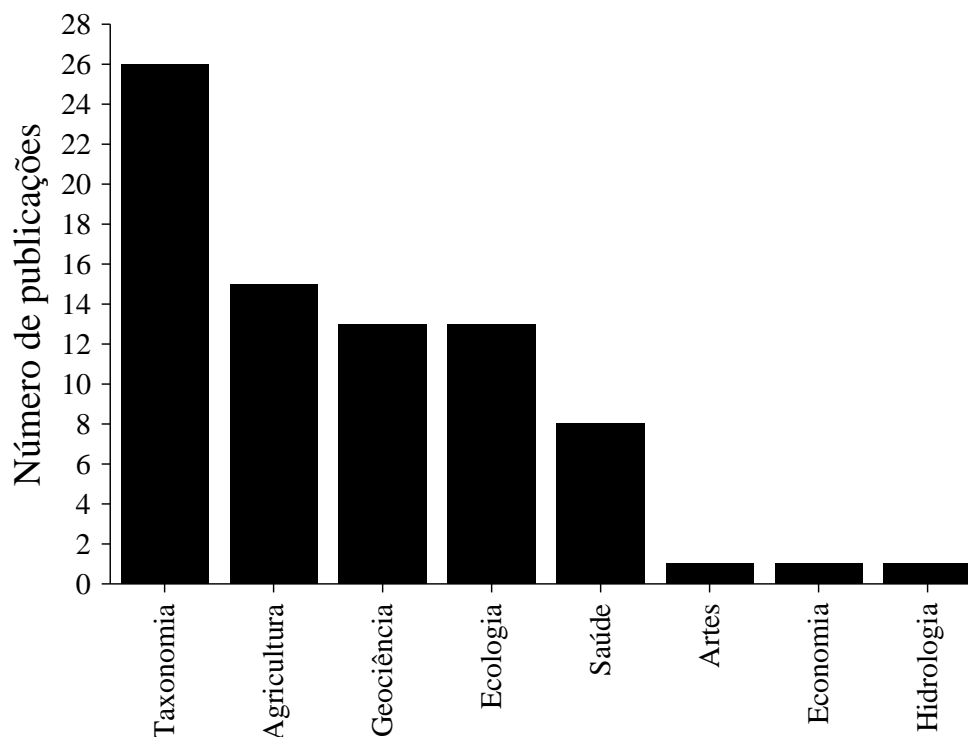


Figura 2.4 – Distribuição do número de artigos publicados desde o ano de 1970 até junho de 2008, por área de estudo na planície de inundação do rio Araguaia.

A bacia do rio Araguaia pode ser dividida em três unidades: Alto, Médio e Baixo Araguaia (Latrubesse & Stevaux, 2006). O Alto Araguaia, que se prolonga da cabeceira até a cidade de Registro do Araguaia – GO, possui uma extensão de 450 km. O Médio Araguaia, com aproximadamente 1.160 km de extensão, está localizado entre as cidades de Registro do Araguaia e Conceição do Araguaia. Por fim, o Baixo Araguaia percorre 500 km até a sua confluência com o rio Tocantins.

Este estudo foi desenvolvido ao longo da planície de inundação do Médio Araguaia (entre os municípios de Aruanã – GO e São Miguel do Araguaia – GO). Os principais municípios localizados na área de estudo são: Aruanã – GO, Cocalinho – MT, Nova Crixás – GO e São Miguel do Araguaia – GO e, dentre estes, o último apresenta o maior número de habitantes, densidade populacional e PIB (ver informações socioeconômicas desses municípios apresentadas na Figura 2.5). A agropecuária é responsável pela maior parte do PIB em Cocalinho e Nova

Crixás, enquanto que em Aruanã e São Miguel do Araguaia, apesar da importância da agropecuária nestes municípios, a maior parte do PIB é produzida por serviços (Figura 2.5).

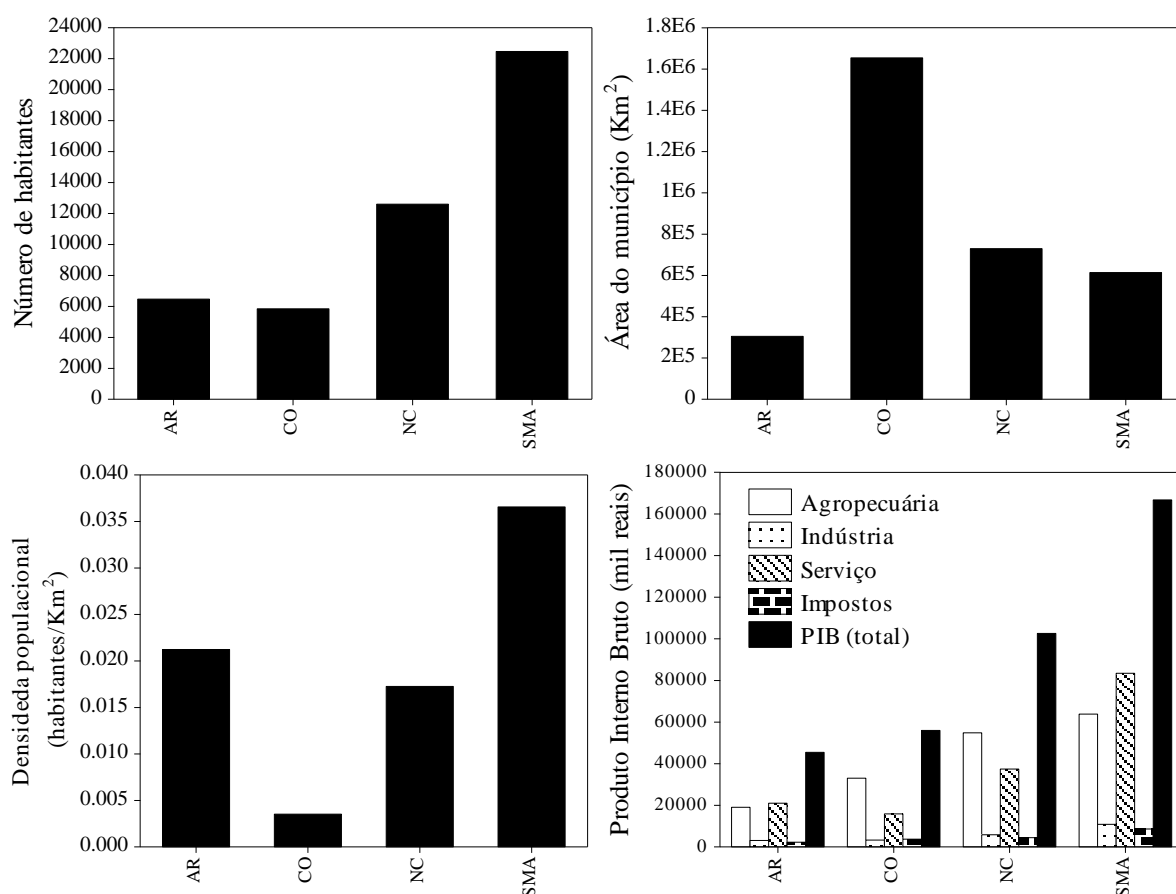


Figura 2.5 – Síntese das seguintes informações socioeconômicas: número de habitantes, área do município, densidade populacional e produto interno bruto (sendo as três primeiras referentes ao ano de 2007 e a última ao ano de 2005) dos municípios de Aruanã-GO (AR), Cocalinho-MT (CO), Nova Crixás-GO (NC) e São Miguel do Araguaia-GO (SMA). Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Para o presente estudo, amostras do zooplâncton e de variáveis ambientais foram obtidas em janeiro e julho de 2006, compreendendo assim as estações de águas altas e baixas, respectivamente (Figura 2.6). Segundo os valores das séries históricas de cota média mensal, vazão média mensal e precipitação média mensal, o período de amostragem deste estudo se encontra dentro de oscilações sazonais “normais” destas variáveis, isto é, em relação as condições ambientais avaliadas, o período amostrado foi característico da planície (Figuras 2.6 e 2.7).

Em cada lago, as regiões litorâneas e limnéticas foram amostradas, totalizando 32 lagos durante a estação de águas altas (sendo 6 no rio Vermelho e 26 no rio Araguaia) e em 22 lagos

durante a estação de águas baixas (3 no rio Vermelho e 19 no rio Araguaia) (Tabela 2.1 e Figura 2.8). A redução na quantidade de pontos amostrados no período águas baixas ocorreu pela dificuldade de acesso devido ao baixo nível da água característico desta estação.

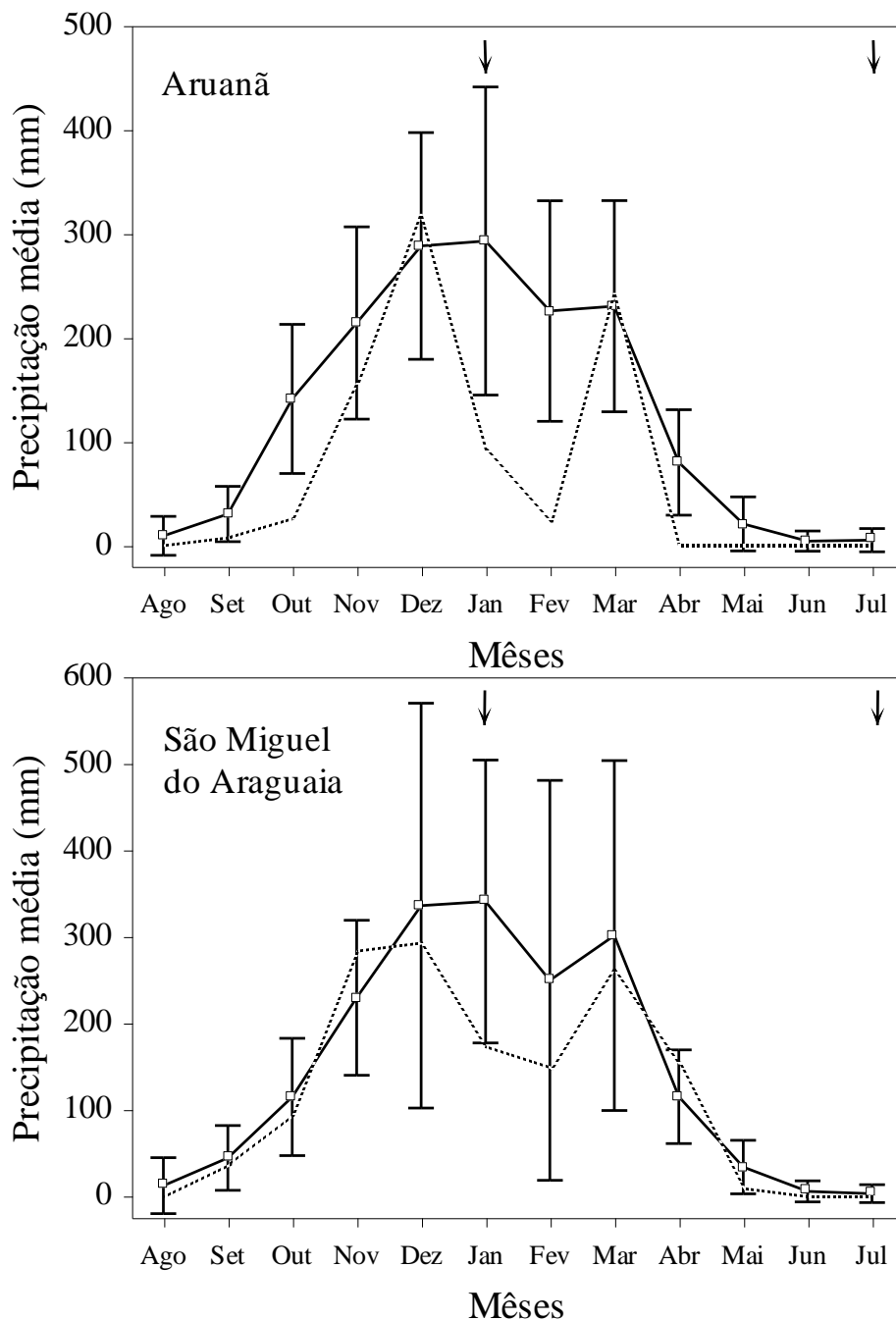


Figura 2.6 – Média e desvio padrão da precipitação média mensal entre os anos de 1971 e 2005 e entre 1973 e 2005 medidas em Aruanã e São Miguel do Araguaia, respectivamente (linhas contínuas). Linhas segmentadas correspondem ao total de precipitação mensal (mm) entre agosto de 2005 e julho de 2006, registrado nas estações de Aruanã (próximo ao lago 8, ver Figura 2.8) e

São Miguel do Araguaia (próximo ao lago 25, ver Figura 2.8). As setas indicam os períodos de amostragem. Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA).

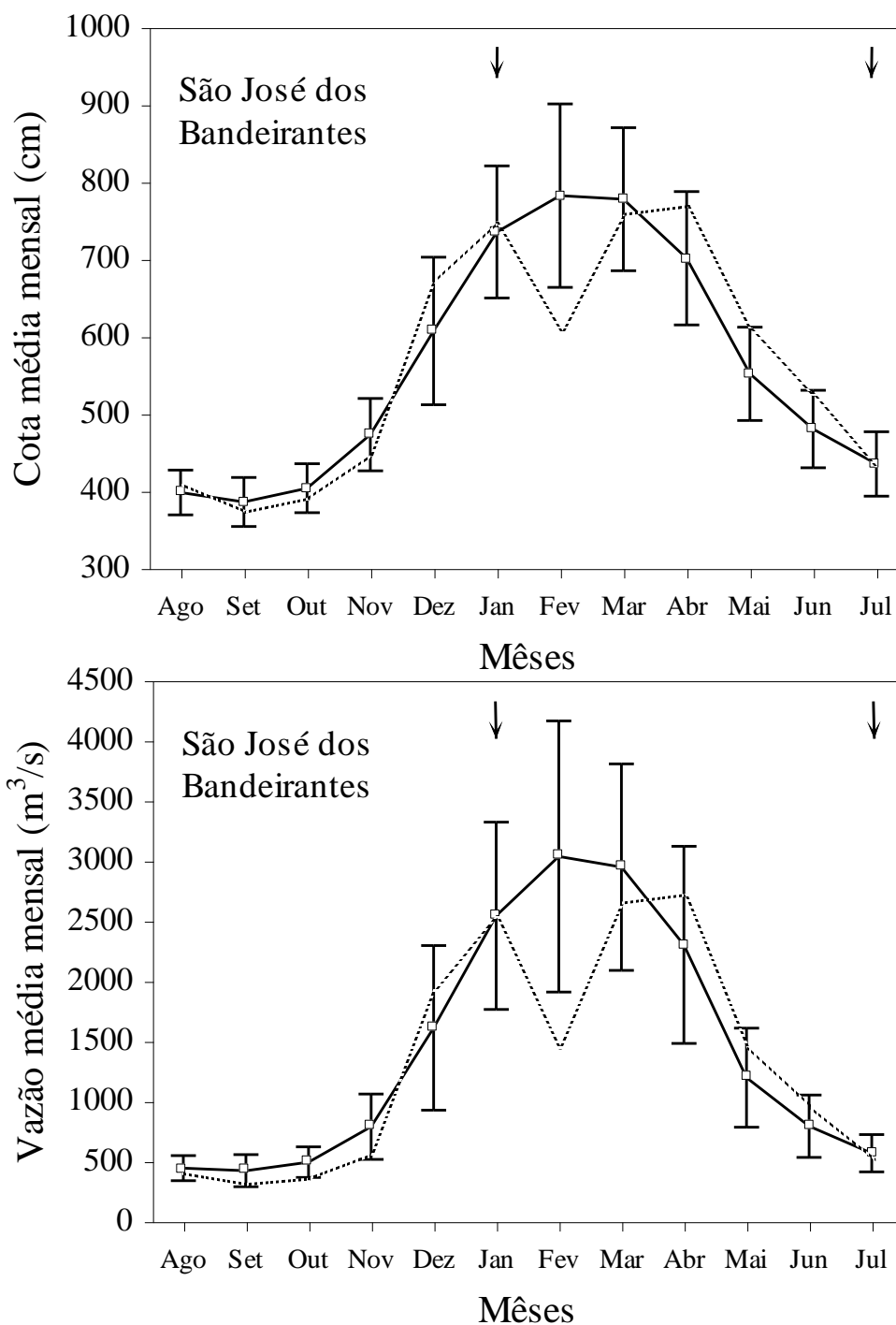


Figura 2.7 – Média e desvio padrão da cota e vazão média mensal entre os anos de 1974 e 2005 medidas em São José dos Bandeirantes (próximo ao lago 20, ver Figura 2.8) (linhas contínuas). Linhas segmentadas correspondem aos valores médios mensais observados entre agosto de 2005 e julho de 2006. As setas indicam os períodos de amostragem. Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA).

Tabela 2.1 – Lagos amostrados na planície de inundação do rio Araguaia durante a estação de águas altas (A) e baixas (B), janeiro e julho de 2006, respectivamente. CD = código dos lagos apresentados na Figura 2.8.

CD	Lagos	Rio	Latitude	Longitude	A	B
1	Lago Água Limpa	Araguaia	15° 00' 57,4"	51° 21' 47,1"	X	X
2	Lago Tainã	Vermelho	14° 57' 42,6"	51° 06' 43,7"	X	X
3	Lago Arranca Anzol 2	Vermelho	14° 57' 49,3"	51° 08' 14,4"	X	X
4	Lago Arranca Anzol 1	Vermelho	14° 58' 05,5"	51° 07' 29,0"	X	X
5	Lago Velho	Vermelho	14° 59' 28,2"	51° 07' 12,2"	X	
6	Lago do Craré	Vermelho	14° 59' 54,1"	51° 07' 52,5"	X	
7	Lago Acará	Vermelho	15° 03' 44,5"	51° 07' 51,4"	X	X
8	Lago Mata Coral	Araguaia	14° 43' 43,1"	51° 02' 08,4"	X	X
9	Lago das Cangas	Araguaia	14° 38' 50,5"	50° 59' 41,2"	X	X
10	Lago dos Pintados	Araguaia	14° 38' 54,4"	51° 00' 20,1"	X	
11	Lago João Alves	Araguaia	14° 39' 17,8"	51° 00' 28,6"	X	
12	Lago Dumbaí	Araguaia	14° 27' 40,4"	50° 59' 38,7"	X	X
13	Lago Rico	Araguaia	14° 10' 46,5"	50° 54' 51,8"	X	X
14	Lago da Saudade	Araguaia	14° 07' 40,6"	50° 55' 35,8"	X	
15	Lago do Fuzil	Araguaia	13° 59' 40,7"	50° 51' 47,3"	X	X
16	Lago Landi	Araguaia	13° 56' 19,4"	50° 50' 27,6"	X	X
17	Lago São Joaquim	Araguaia	13° 53' 59,5"	50° 51' 28,8"	X	X
18	Lago Braço Seco	Araguaia	13° 46' 28,7"	50° 50' 50,5"	X	
19	Lago do Cocal	Araguaia	13° 44' 27,4"	50° 52' 57,2"	X	X
20	Lago São José dos Bandeirantes	Araguaia	13° 42' 20,2"	50° 48' 29,9"	X	X
21	Lago Piedade	Araguaia	13° 35' 29,3"	50° 45' 47,5"	X	X
22	Lago Capim	Araguaia	13° 32' 07,0"	50° 45' 38,2"	X	
23	Lago do Japonês	Araguaia	13° 26' 34,0"	50° 39' 20,2"	X	
24	Lago Montaria	Araguaia	13° 22' 39,2"	50° 40' 27,1"	X	X
25	Lago Luis Alves	Araguaia	13° 13' 29,8"	50° 34' 20,2"	X	X
26	Lago do Brito	Araguaia	13° 09' 46,5"	50° 35' 13,7"	X	X
27	Lago Piratinga	Araguaia	13° 03' 21,8"	50° 34' 11,4"	X	X
28	Lago Varal	Araguaia	13° 01' 08,4"	50° 36' 20,6"	X	X
29	Lago Chapéu de Palha	Araguaia	13° 00' 07,7"	50° 33' 04,7"	X	
30	Lago do Goiaba	Araguaia	12° 50' 53,7"	50° 32' 03,4"	X	X
31	Lago do Capim	Araguaia	12° 49' 00,1"	50° 33' 02,9"	X	
32	Lago Comprido	Araguaia	12° 50' 52,1"	50° 34' 14,0"	X	X

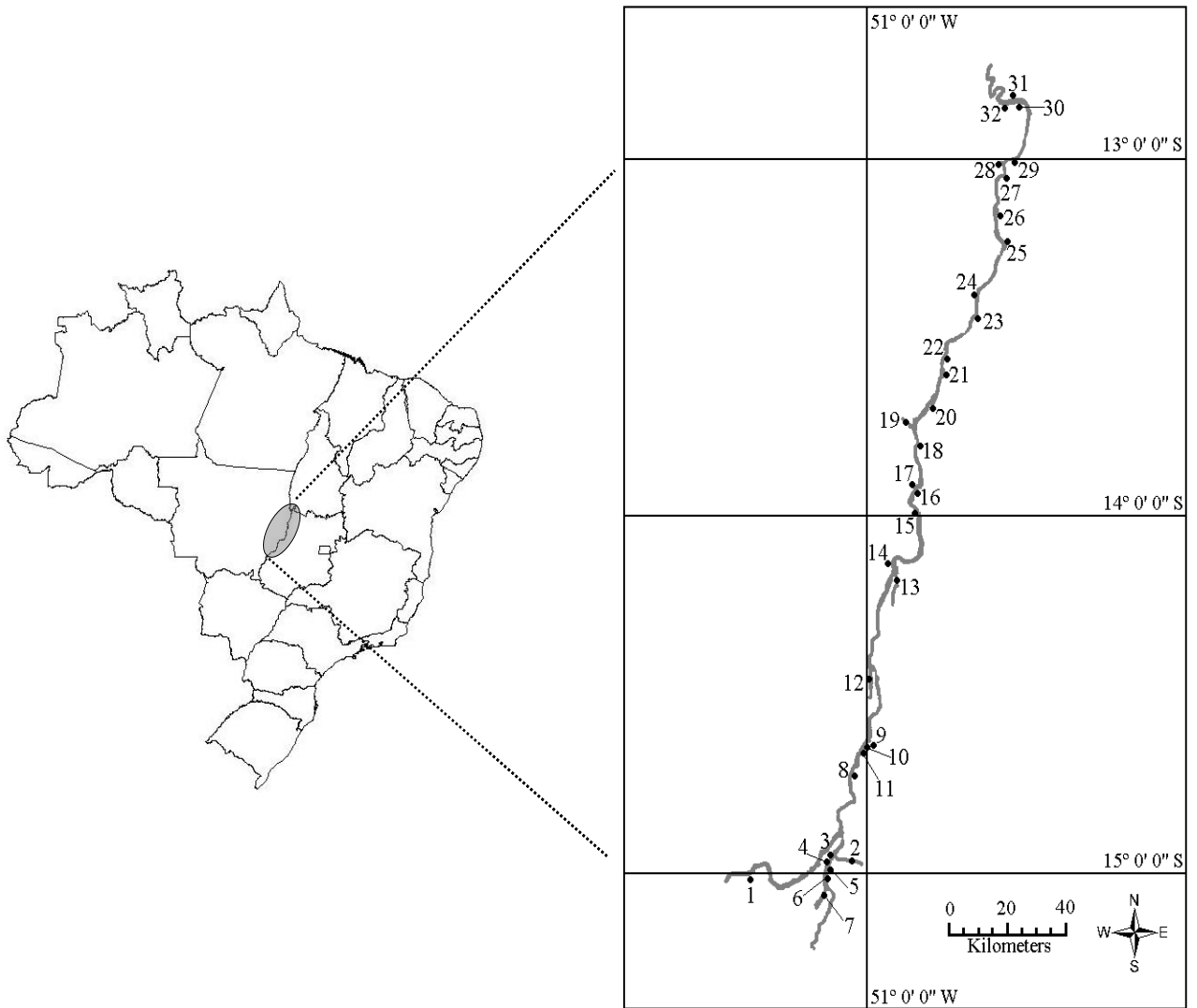


Figura 2.8 – Mapa dos lagos amostrados na planície de inundação do Médio rio Araguaia. Ver códigos dos lagos na Tabela 2.1.

CAPÍTULO 3 – METÓDOS

3.1 – Variáveis biológicas

As amostras de zooplâncton foram obtidas com o auxílio de uma moto-bomba, sendo filtrados 1000 litros de água por amostra, utilizando uma rede de plâncton com 68 μm de abertura de malha. Posteriormente, as amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno e fixadas em solução final de formaldeído a 4%, tamponadas com carbonato de cálcio. Para as análises quantitativas, as amostras foram contadas em sua totalidade em câmaras de Sedgwick-Rafter, sob microscópio ótico (aumento de 100 \times). Para as amostras com grande abundância, sub-amostragens foram realizadas com auxílio de uma pipeta de Hensen-Stempel (Bottrell et al., 1976). Os resultados finais foram expressos em indivíduos/ m^3 .

Para a avaliação da riqueza (análise qualitativa), alíquotas foram analisadas até a estabilização da curva de incremento de espécies, ou seja, até que não fossem mais registrados novos táxons. A identificação do material foi realizada com literatura especializada em tecamebas (Deflandre, 1928; Deflandre, 1929; Gauthier-lievre & Thomas, 1958; Vucetich, 1973; Ogden & Hedley, 1980; Velho & LansacToha, 1996; Velho et al., 1996), rotíferos (Koste, 1972; Koste, 1978; Segers, 1995), cladóceros (Paggi, 1973a; Paggi, 1973b; Smirnov, 1974; Paggi, 1979; Korinek, 1981; Smirnov, 1992; Paggi, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997), copépodes (Sendacz & Kubo, 1982; Reid, 1985; Dussart & Frutos, 1985; Matsumura-Tundisi, 1986).

3.2 – Variáveis ambientais

Dados ambientais foram obtidos no mesmo local momentos antes da amostragem do zooplâncton. Algumas variáveis limnológicas, tais como profundidade (metros), temperatura da

água (°C), pH (pH-metro portátil digital – Digimed), turbidez (NTU, turbidímetro portátil digital – Digimed) e condutividade elétrica ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$, potenciômetro portátil digital – Digimed), foram mensuradas nas regiões litorâneas e limnéticas.

Amostras foram filtradas no mesmo dia da coleta através de filtros Whatman GF/Cs. Esses filtros foram embalados em papel laminado, congelados e, posteriormente, em laboratório, as concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) foram determinadas seguindo os métodos descritos em (Golterman et al., 1978).

Concentrações de nitrogênio total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) foram obtidas após a oxidação de nitrogênio orgânico e inorgânico em N-nitrato, o qual foi reduzido em N-nitrito e quantificado por meio de um espectrofotômetro em um sistema de análise de injeção de fluxo (Zagatto et al., 1981).

As concentrações de fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) foram determinadas em um espectrofotômetro depois da reação com ácido ascórbico-molibdato (Golterman et al., 1978). As concentrações de clorofila-*a*, nitrogênio e fósforo total foram obtidas apenas na região limnética.

As variáveis área (km^2) e perímetro (km) de cada lago foram obtidas por meio de imagens de satélite CBERS (Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres), fornecidas gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), durante a estação de águas baixas (julho de 2006). A variável desenvolvimento da margem (DM) foi calculada da seguinte maneira:

$$DM = \frac{Pe}{2\sqrt{\pi A}} \quad \text{Eq. 3.1}$$

onde Pe = perímetro e A = área superficial (Wetzel, 1983)

CAPÍTULO 4 – PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO HORIZONTAL DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOS DE UMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO

4.1 – Introdução

Os primeiros estudos sobre a comunidade zooplanctônica de águas continentais objetivavam descrever os padrões de distribuição e abundância das espécies nos ambientes e identificar os mecanismos que poderiam explicar esses padrões, tais como a comunidade fitoplanctônica e as diversas variáveis ambientais (Cushing, 1955; Anderson et al., 1955; Pennak, 1957; Hazelwood & Parker, 1961). Além dos objetivos clássicos, os estudos atuais estão relacionados com a utilização destes organismos como indicadores da qualidade dos corpos aquáticos, principalmente na tentativa de prever o grau de trofia dos ambientes, e o papel ecológico do zooplâncton na cadeia alimentar (efeitos ascendentes e descendentes) (Beisner et al., 2006; Walseng et al., 2006; Hessen et al., 2007; Castilho-Noll & Arcifa, 2007; Wang et al., 2007; Finlay et al., 2007).

Apesar do crescente avanço no entendimento do funcionamento e da importância dos organismos desta comunidade, pouca atenção tem sido dirigida aos estudos comparativos das comunidades litorâneas e limnéticas. A região litorânea de um rio ou lago pode ser compreendida como o compartimento em contato direto com o ecossistema terrestre, caracterizada pela presença de macrófitas aquáticas e uma grande quantidade de nichos ecológicos; a região de águas abertas adjacente à região litorânea é classificada como limnética (Esteves, 1998; Kalff, 2003). Tradicionalmente, amostras de zooplâncton são obtidas apenas na região limnética, e assim, os organismos freqüentemente coletados nesta região são categorizados como “planctônicos”. Por outro lado, os organismos associados à macrófitas ou aos demais substratos são classificados como “não-planctônicos” ou, simplesmente, como “organismos litorâneos” (por exemplo, ver Gasiunaite & Razinkovas, 2004; Walseng et al., 2006; Torres & Rylander, 2006).

Problemas com este viés de amostragem começam a surgir quando a capacidade de dispersão destes organismos é considerada. Devido à pressão de predação, procura por alimento e/ou diferentes condições ambientais (por exemplo, oxigênio dissolvido), os organismos zooplanctônicos (planctônicos e litorâneos) migram horizontalmente entre as regiões litorâneas e limnéticas (Wicklum, 1999; Burks et al., 2002; Iglesias et al., 2007) e verticalmente na coluna d'água (Meerhoff et al., 2007; Helland et al., 2007; Zadereev & Tolomeyev, 2007). Destarte, a presença destes organismos em ambas as regiões também pode ser ocasionada por processos de transporte pela corrente de água (Bonecker et al., 1998; Fulone et al., 2008).

As implicações da magnitude da diferença na diversidade zooplanctônica entre as regiões litorâneas e limnéticas apresentam duas vertentes. Primeiramente, caso exista uma elevada diferença na composição de espécies entre estas regiões, um estudo que amostrasse apenas uma delas pode subestimar a diversidade local ocasionando diversos problemas (por exemplo, escolha de áreas prioritárias para preservação). Por outro lado, caso as regiões apresentem composições de espécies similares, o esforço amostral pode ser reduzido e assim apenas uma região amostrada (o que leva a uma economia de tempo e recursos nos estudos científicos e/ou programas de monitoramento ambiental).

Estudos buscando avaliar a distribuição espacial destes táxons nas regiões litorâneas e limnéticas e, concomitantemente, avaliar a suficiência de amostrar apenas uma ou ambas as regiões, são escassos (Bonecker et al., 1998; Walseng et al., 2006; Almeida et al., 2006). Assim, o objetivo principal deste capítulo é o de comparar a riqueza de espécies, densidade e composição de organismos zooplanctônicos entre as regiões litorâneas e limnéticas de lagos amostrados durante as estações de águas altas e baixas, localizados na planície de inundação do Médio rio Araguaia. A expectativa é de que a riqueza, densidade e composição da comunidade zooplanctônica presente nas regiões litorâneas e limnéticas sejam diferentes e que esta diferença

seja menor entre as regiões durante a estação de águas altas, já que a cheia tende a homogeneizar os ambientes em um sistema de planície de inundação (Junk et al., 1989; Thomaz et al., 2007).

4.2 – Análise de dados

Um teste-*t* para amostras dependentes foi utilizado para comparar os valores das variáveis ambientais temperatura da água, pH, condutividade e turbidez entre as regiões litorâneas e limnéticas, em cada período de amostragem (águas altas e baixas).

A riqueza de espécies entre as regiões litorâneas e limnéticas dos lagos amostrados foi comparada por duas maneiras, ambas utilizando um teste-*t* para amostras pareadas. Primeiramente, o teste-*t* foi realizado utilizando os dados de riqueza de espécies observadas e, posteriormente, o mesmo teste foi empregado utilizando a riqueza de espécies esperada pela curva de rarefação de espécies (Figura 4.1).

A curva de rarefação de espécies permite comparar a riqueza de espécies entre amostras, mesmo quando estas apresentam diferentes densidades, padronizando o número de indivíduos coletados. O objetivo é comparar as comunidades considerando o número de indivíduos da amostra com menor abundância. Portanto, este método apresenta a vantagem de remover o efeito da abundância sobre as comparações realizadas com a riqueza de espécies (Gotelli & Graves, 1996; Gotelli & Colwell, 2001). A equação para o cálculo da riqueza de espécies esperada para uma dada abundância ($E(S_n)$), de acordo com Gotelli & Graves (1996), é dada por:

$$E(S_n) = \sum_{i=1}^S \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right] \quad \text{Eq. 4.1}$$

onde N é o número total de indivíduos na amostra, S é o número total de espécies na amostra, N_i é o número de indivíduos da espécie i e n é o número de indivíduos escolhido para a padronização.

O programa Biodiversity Pro (disponível em <http://www.nrmc.demon.co.uk/bdpro/>) foi utilizado para a obtenção dos valores de $E(S_n)$.

As curvas de riqueza de espécies (baseadas no número de indivíduos) foram construídas para cada região (litorânea e limnética) em cada lago, em cada período (águas altas e baixas) e para cada grupo zooplancônico (tecameba, rotífero, cladóceros e copépodes). Desta forma, a riqueza de espécies esperada para um determinado número de indivíduos foi pareada entre as regiões de um mesmo lago e grupo zooplancônico, e a diferença testada utilizando o teste- t para amostras dependentes (Figura 4.1). Como a técnica da curva de rarefação utiliza o menor valor de abundância entre comunidades comparadas (no caso, regiões dos lagos), o número de indivíduos pareados dentro de um mesmo lago é diferente para os diferentes lagos (réplicas) (ver “Número de indivíduos” na parte “Rarefação” da Figura 4.1).

O teste- t para amostras dependentes também foi utilizado para duas outras finalidades, todas envolvendo comparações entre as regiões litorâneas e limnéticas, que são: (i) comparar a densidade de indivíduos de cada grupo do zooplâncton e (ii) comparar a densidade total de espécies classificadas como não-planctônicas e planctônicas.

Uma correlação de Pearson foi utilizada para avaliar o nível de associação da porcentagem de ocorrência das espécies em ambas as regiões (litorânea e limnética). Uma correlação positiva indicaria que espécies frequentes na região litorânea também o são na região limnética (e vice-versa).

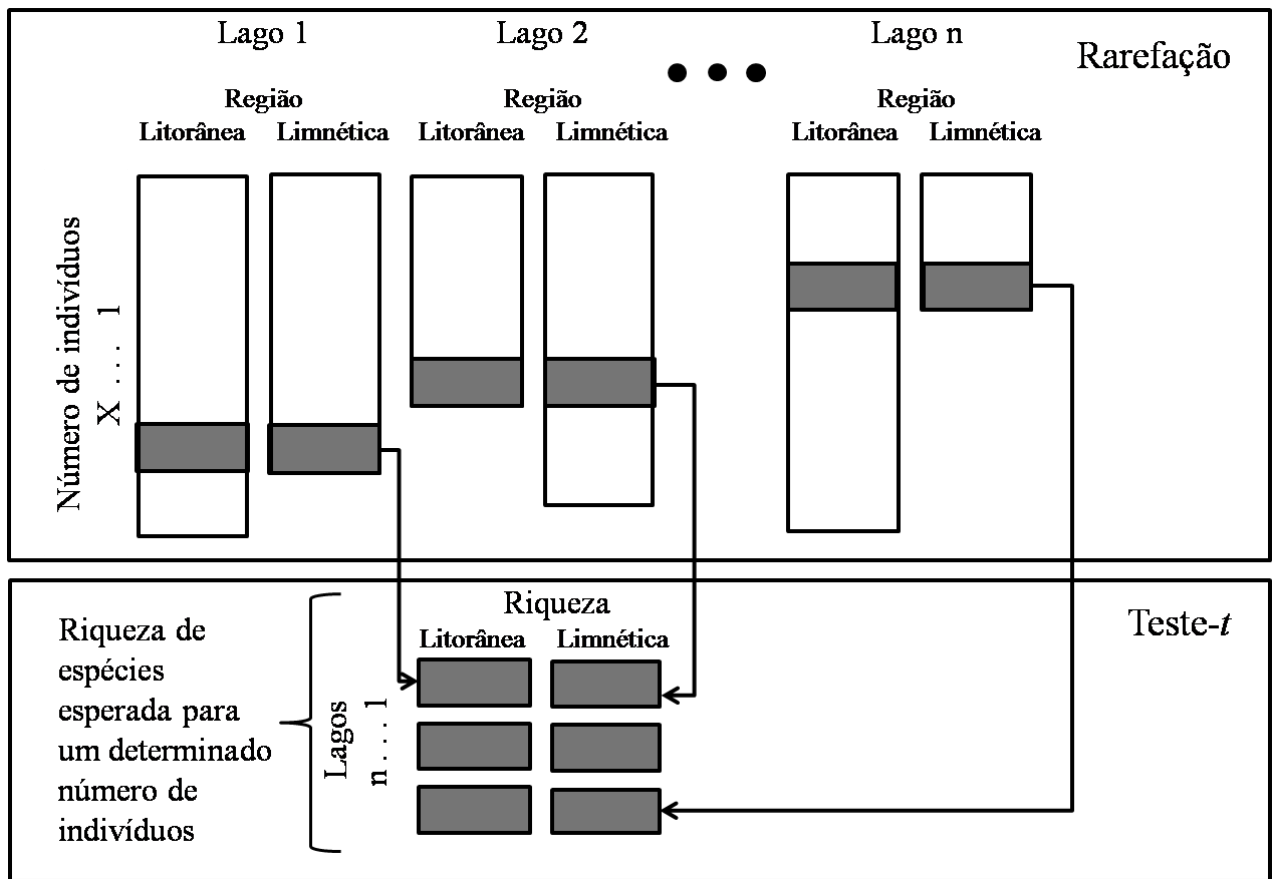


Figura 4.1 – Método utilizado para comparar a riqueza de espécies entre as regiões litorâneas e limnética em 32 lagos na estação de águas altas e 22 na de águas baixas.

Uma Análise de Correspondência “Detrended” (DCA, Hill & Gauch, 1980) foi realizada para comparar as composições de organismos zooplancônicos das regiões litorâneas e limnéticas. Ademais, uma análise de espécies indicadoras (Dufrene & Legendre, 1997) foi utilizada para verificar a existência de espécies indicadoras das regiões litorâneas e limnéticas. Esta análise leva em consideração dois critérios: especificidade e fidelidade. Desta forma, uma espécie indicadora perfeita deve estar presente apenas em unidades de amostragem dentro de uma determinada categoria (especificidade) e em todas as unidades de amostragem daquela categoria (fidelidade). Assim, o critério especificidade pode ser calculado da seguinte maneira:

$$A_{ij} = \bar{Y}_{ij} / \sum_{j=1}^k \bar{Y}_i \quad \text{Eq. 4.2}$$

onde: $\sum_{j=1}^k \bar{Y}_l \bar{Y}_{ij}$ é a abundância média da espécie i nos locais do grupo j ; $\sum_{j=1}^k \bar{Y}_l$ é a soma da abundância média da espécie i ao longo dos k grupos.

A fidelidade pode ser calculada da seguinte maneira:

$$B_{ij} = N_{sites_{ij}} / N_{sites_{.j}} \quad Eq. 4.3$$

onde: $N_{sites_{ij}}$ é o número de locais do grupo j onde a espécie i está presente; $N_{sites_{.j}}$ é o número de locais do grupo j .

Desse modo, considerando os critérios de especificidade (A_{ij}) e fidelidade (B_{ij}) das espécies em relação aos grupos considerados, o valor indicador para cada espécie pode ser calculado da seguinte maneira:

$$IndVal_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100 \quad Eq. 4.4$$

Por fim, a significância do valor indicador foi testada estatisticamente por meio de testes de Monte Carlo, utilizando 10.000 aleatorizações. A análise de espécies indicadoras, juntamente com o teste de Monte Carlo e as DCAs foram realizadas no programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1997).

4.3 – Resultados

As variáveis ambientais temperatura ($t = 2,86$, $gl = 31$, $P = 0,008$ e $t = 2,97$, $gl = 21$, $P = 0,007$, período de águas altas e baixas, respectivamente) e pH ($t = 2,39$, $gl = 31$, $P < 0,023$, apenas no período de águas altas) apresentaram diferenças entre as regiões litorâneas e limnéticas, enquanto condutividade, turbidez e pH não apresentaram diferenças significativas.

Um total de 184 espécies (1.932.807 indivíduos) foi amostrado nas regiões litorâneas e limnéticas dos lagos estudados da planície de inundação do Médio rio Araguaia. Os rotíferos apresentaram o maior número de espécies, seguidos por tecamebas, cladóceros e copépodes (91,

43, 36 e 14 espécies, respectivamente). Entretanto, cladóceros e copépodes foram os grupos com maiores densidades totais (803.912 e 724.590 indivíduos/m³, respectivamente), seguidos por rotíferos e tecamebas (353.472 e 50.833 indivíduos/m³, respectivamente). Para todos os grupos analisados (tecameba, rotífero, cladóceros e copépodes), apenas espécies com baixos valores de densidade (espécies raras) foram exclusivas de uma determinada região (Figura 4.2).

Os resultados do teste-*t* para amostras dependentes comparando a riqueza de espécies entre as regiões dos lagos (utilizando valores observados e valores de riqueza resultantes das curvas de rarefação) não apresentaram diferenças significativas (Tabela 4.1). Apesar dos valores significativos ($P < 0.05$) para cladóceros e copépodes durante a estação de águas altas (teste-*t* para riqueza observada) e copépodes durante as estações de águas altas e baixas (teste-*t* para riqueza após rarefação), as médias das diferenças da riqueza destes grupos entre as regiões foram mínimas (0,91, 1,09, 0,48 e 0,74, respectivamente; ver Tabela 4.1). Em relação a densidade de indivíduos, não houve nenhuma diferença entre estas regiões (Tabela 4.1).

Os resultados da correlação de Pearson sugerem que as espécies não discriminam as regiões dos lagos (Figura 4.3), de modo que espécies presentes nas regiões limnéticas em muitos lagos, também estão presentes nas regiões litorâneas, e vice-versa. Por exemplo, o cladóceros *Ceriodaphnia cornuta* esteve presente em 72 e 78 % das regiões litorâneas e limnéticas, respectivamente, dos lagos estudados. As dispersões dos escores das unidades de amostragem ao longo dos dois primeiros eixos de ordenação derivados da DCA também indicam que as espécies amostradas ocupam as duas regiões analisadas de forma semelhante, tanto no período de águas altas (Figura 4.4 a), como no período de águas baixas (Figura 4.4 b).

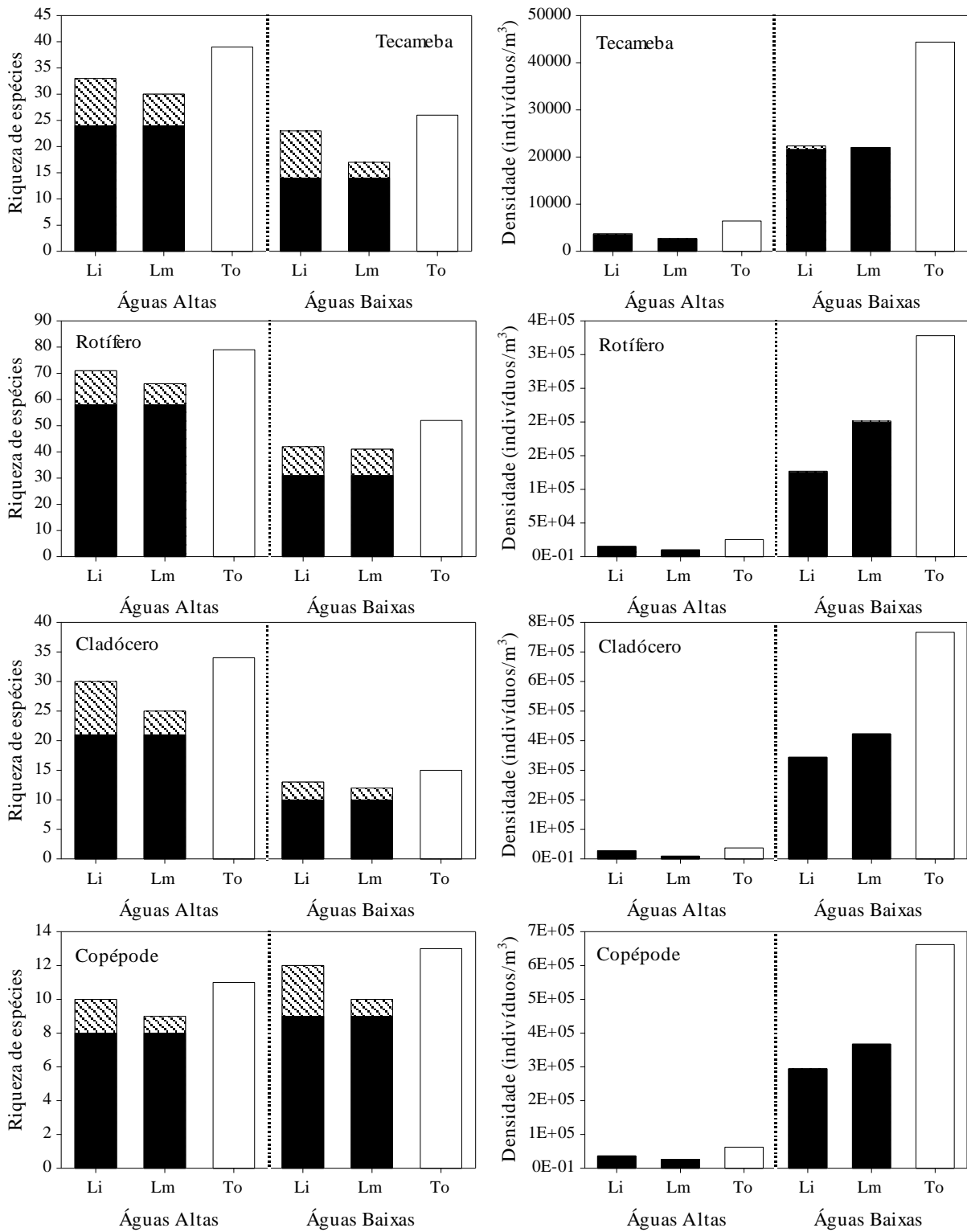


Figura 4.2 – Riqueza total de espécies e densidade total de indivíduos nas regiões litorâneas (Li), limnéticas (Lm) e em ambas as regiões (To) amostradas durante os períodos de águas altas e baixas. Colunas preenchidas = valores de riqueza e densidade das espécies comuns em ambas regiões. Colunas listradas = valores das espécies específicas em cada região.

Tabela 4.1 – Resultados do teste-*t* para amostras pareadas, comparando a riqueza de espécies (utilizando número de espécies observadas e número de espécies após rarefação) e densidade dos grupos zooplancônicos entre as regiões litorâneas e limnética em cada estação sazonal (águas altas e baixas).

	Estação	Média das Diferenças	Desvio Padrão das Diferenças	<i>t</i>	gl	<i>P</i>
Riqueza de Espécies Observadas						
Tecameba	Águas Altas	1,063	3,464	1,74	31	0,0926
	Águas Baixas	1,182	3,673	1,51	21	0,1461
Rotífero	Águas Altas	0,719	5,624	0,72	31	0,4751
	Águas Baixas	0,409	3,712	0,52	21	0,6106
Cladóceros	Águas Altas	0,906	2,493	2,06	31	0,0483
	Águas Baixas	-0,091	0,868	-0,49	21	0,6283
Copépodes	Águas Altas	1,094	1,422	4,35	31	0,0001
	Águas Baixas	0,500	1,683	1,39	21	0,1781
Riqueza de Espécies após Rarefação						
Tecameba	Águas Altas	0,007	3,351	0,01	29	0,9905
	Águas Baixas	1,096	3,492	1,44	20	0,1659
Rotífero	Águas Altas	-0,057	3,665	-0,09	31	0,9306
	Águas Baixas	0,342	2,785	0,58	21	0,5705
Cladóceros	Águas Altas	-0,091	1,419	-0,36	31	0,7203
	Águas Baixas	-0,080	0,899	-0,42	21	0,6823
Copépodes	Águas Altas	0,483	0,989	2,76	31	0,0095
	Águas Baixas	0,745	1,598	2,19	21	0,0402
Densidade						
Tecameba	Águas Altas	30,9	110,5	1,58	31	0,1237
	Águas Baixas	15,0	1248,7	0,06	21	0,9555
Rotífero	Águas Altas	162,9	675,9	1,36	31	0,1827
	Águas Baixas	-3390,5	12279,0	-1,30	21	0,2093
Cladóceros	Águas Altas	578,4	1686,6	1,94	31	0,0615
	Águas Baixas	-3588,1	28073,4	-0,60	21	0,5553
Copépodes	Águas Altas	314,1	2530,9	0,70	31	0,4879
	Águas Baixas	-3306,4	16971,6	-0,91	21	0,3712

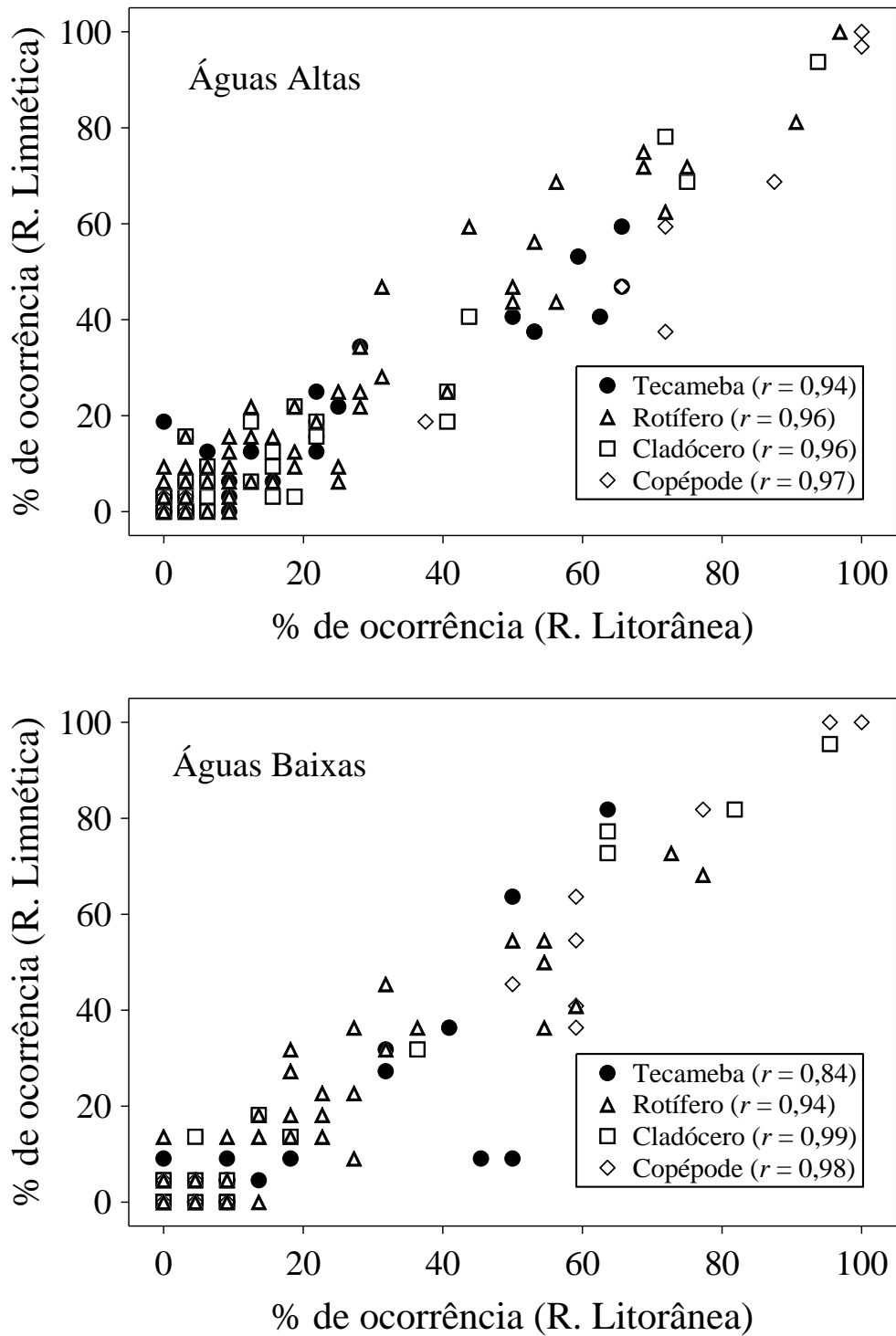


Figura 4.3 – Correlações entre a quantidade de amostras da região limnética e litorânea (em porcentagem) que cada espécie ocorreu, por grupo e estação sazonal. Todas as correlações foram significativas ($P < 0,001$).

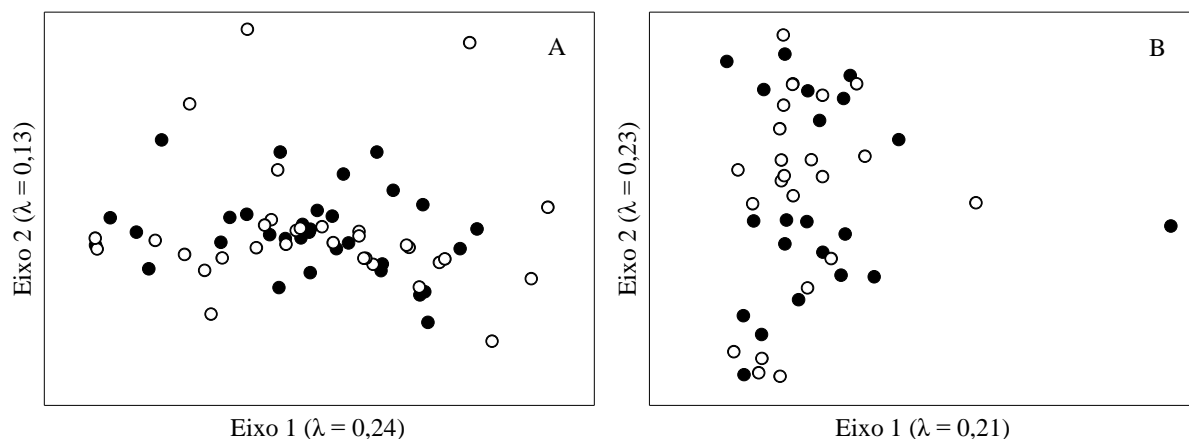


Figura 4.4 – Resultados da DCA comparando a composição de organismos zooplancônicos entre as regiões litorâneas (círculos preenchidos) e limnéticas (círculos vazios) de 32 lagos amostrados durante a estação de águas altas (A) e 22 durante a de águas baixas (B).

A análise de espécies indicadoras aponta cinco espécies como indicadoras das regiões dos lagos (Figura 4.5). As espécies *Diffflugia corona*, *Arcella hemisphaerica*, *Alona poppei* e *Lecane cornuta* são indicadoras da região litorânea, enquanto *Arcella dentata* é uma indicadora da região limnética. Entretanto, apesar de estatisticamente significativos, os valores dos índices foram baixos para todas as espécies, variando entre 11 e 43 % (Figura 4.5).

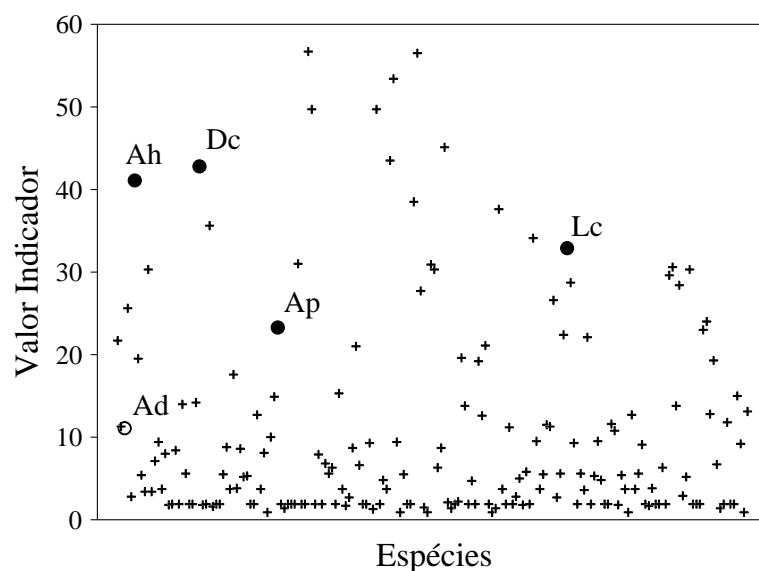


Figura 4.5 – Resultados da análise de espécies indicadoras discriminando o valor indicador de cada espécie. ●: espécie indicadora da região litorânea; ○: espécie indicadora da região limnética; +: espécies com valores indicadores não significativos ($P > 0,05$). DC = *Diffflugia corona*; Ah = *Arcella hemisphaerica*; Ad = *Arcella dentata*; Ap = *Alona poppei*; Lc = *Lecane cornuta*.

Nos dois períodos analisados, a densidade de indivíduos classificados como planctônicos foi, em geral, significativamente maior do que a densidade das espécies classificadas como não-planctônicas, (Tabelas 4.2 e Figura 4.6).

Tabela 4.2 – Resultados do teste-*t* para amostras pareadas, comparando a densidade total de espécies classificadas como não-planctônicas e planctônicas encontradas nas regiões litorâneas e limnéticas (linhas segmentadas).

Período	Região do lago	Média das Diferenças	Desvio Padrão das Diferenças	<i>t</i>	gl	<i>P</i>
Águas Altas	Litorânea	-1615,0	3842,1	-2,38	31	0,024
	Limnética	-890,7	2590,4	-1,95	31	0,061
Águas Baixas	Litorânea	-32874,9	35409,6	-4,35	21	< 0,001
	Limnética	-42474,7	54733,0	-3,64	21	0,002

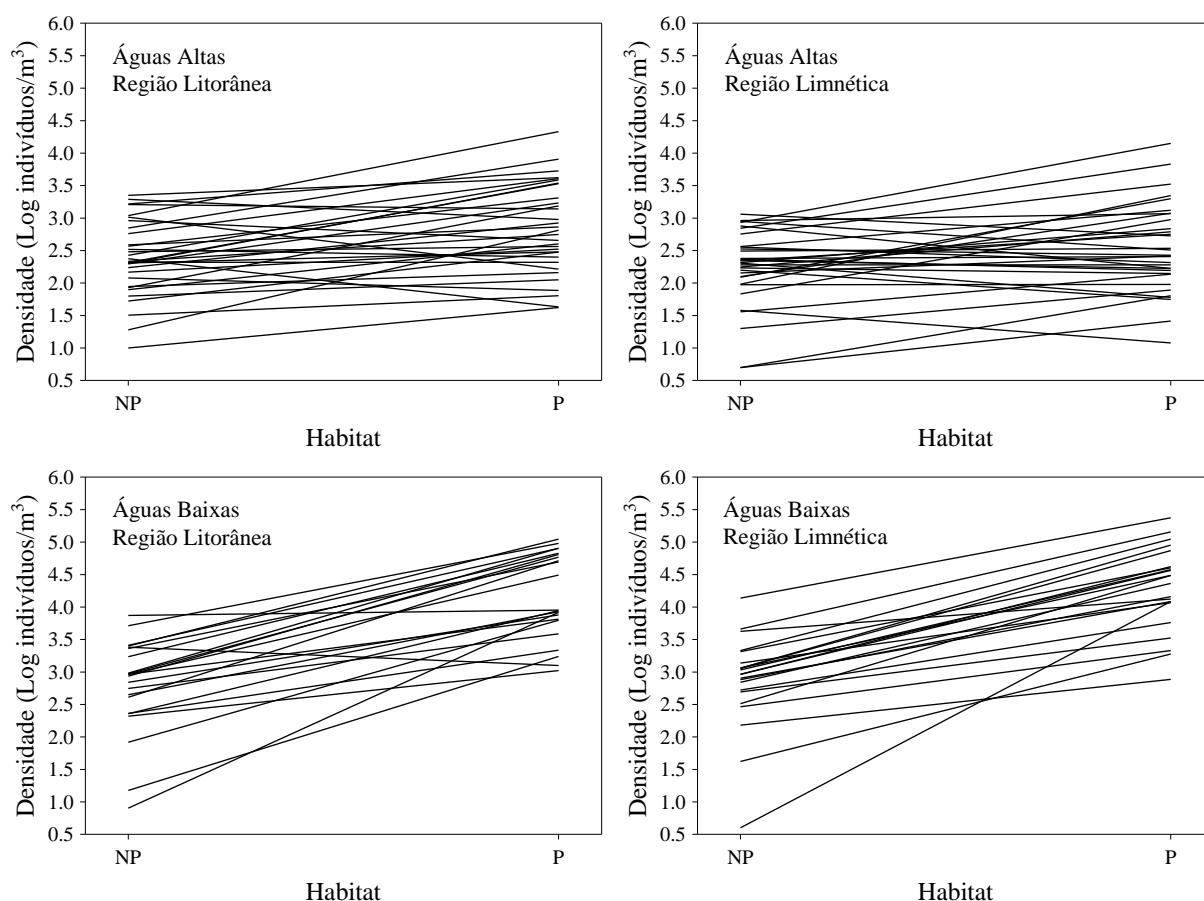


Figura 4.6 – Densidade total de espécies classificadas como não-planctônicas (NP) e planctônicas (P) encontradas nas regiões litorâneas e limnéticas durante os períodos de águas altas e baixas.

4.4 – Discussão

É esperado que as regiões litorâneas de lagos sejam ambientes estruturalmente mais complexos devido à presença de populações locais de macrófitas aquáticas e demais tipos de substratos (e.g., galhos e troncos de árvores). Assim, também é esperado que estas regiões abriguem maiores populações e comunidades aquáticas mais diversificadas do que as regiões limnéticas (Scheffer et al., 1984; Warfe & Barmuta, 2006; Vieira et al., 2007; Meerhoff et al., 2007; Thomaz et al., 2008). Essa expectativa é especialmente válida para as comunidades zooplanctônicas (Manatunge et al., 2000; Duggan et al., 2001; Duggan, 2001; Walseng et al., 2006; Almeida et al., 2006). Como corolário, é esperado que amostragens realizadas apenas na região limnética representem somente uma fração da riqueza total de um lago, considerando a elevada riqueza de espécies da região litorânea e também as composições de espécies diferenciadas das duas regiões (Duggan, 2001; Walseng et al., 2006).

Apesar dessas expectativas, os resultados deste estudo indicam grandes semelhanças na riqueza de espécies, densidade de indivíduos e composição faunística entre as regiões litorâneas e limnéticas de lagos da planície de inundação do Médio rio Araguaia. Este resultado aparentemente contraditório pode ser explicado, possivelmente, pela pequena diferenciação estrutural destas regiões nos ambientes amostrados, pois (i) segundo observações realizadas em campo durante a coleta dos organismos, os lagos são praticamente desprovidos de populações locais de macrófitas aquáticas e, além disso, (ii) as regiões litorâneas e limnéticas são ambientalmente semelhantes. Os resultados apresentados corroboram com o estudo realizado por Sollberger & Paulson (1992), no Lago Mead (EUA), que registraram uma baixa riqueza de espécies litorâneas (ou não-planctônicas) e alta similaridade na composição de espécies entre as regiões litorâneas e limnéticas (regiões dominadas por espécies planctônicas). Os autores do estudo anteriormente citado também

atribuíram o padrão observado de distribuição da comunidade zooplanctônicas à homogeneidade ambiental das regiões do lago e à ausência de macrófitas aquáticas.

Assim, os resultados sugerem que os lagos amostrados não estão ecologicamente compartimentados em regiões litorâneas e limnéticas, mas comportam-se como uma única e grande região limnética capaz de influenciar fortemente a estrutura da comunidade zooplanctônica que eles abrigam. Esta característica particular pode ser percebida analisando as densidades dos organismos amostrados em cada região e seus tipos preferenciais de habitats. Por exemplo, nauplius (Cyclopidae), *Bosminopsis deitersi*, copepodito (Cyclopidae) e *Moina minuta* foram os táxons com maior densidade na região litorânea durante a estação de águas altas e juntamente com *Ceriodaphnia cornuta*, foram também os mais abundantes na região limnética. Todos estes táxons são classificados como organismos cujo hábitat principal é o planctônico (Bonecker et al., 1998; Lima et al., 1998) e compreenderam cerca de 67 e 66 % de todos indivíduos coletados nestas regiões, respectivamente. Durante a estação de águas baixas, os táxons que apresentaram maiores valores de densidade foram: copepodito (Cyclopidae), *Bosmina hagdmani*, nauplius (Cyclopidae), *Ceriodaphnia cornuta*, *Brachionus mirus*, *Bosminopsis deitersi*, *Moina minuta* e copepodito (Diatomidae). Estes táxons também são classificados com tipicamente planctônicos (Bonecker et al., 1998; Lima et al., 1998) e compreenderam cerca de 87,7 e 87,8 % dos indivíduos amostrados nas regiões litorâneas e limnéticas, respectivamente.

Independentemente da região do lago (litorânea ou limnética) e período analisado (águas altas ou baixas), os resultados deste estudo sugerem uma abundância significativamente maior de organismos planctônicos, quando comparados com os não-planctônicos, e são similares aos obtidos por Sollberger & Paulson (1992).

A importância ecológica das macrófitas aquáticas para a comunidade zooplanctônica, que fornecem uma estrutura espacial mais complexa para esses organismos, maior proteção contra predadores, maior disponibilidade de alimento, diminuição da velocidade da corrente, entre outros,

já é bem conhecida (Vieira et al., 2007; Cazzanelli et al., 2008). Portanto, estudos da fauna associada não podem ser negligenciados. Contudo, os resultados obtidos no presente estudo sugerem que as amostragens realizadas apenas nas regiões limnéticas (ou apenas nas regiões litorâneas) de lagos desprovidos de macrófitas aquáticas são suficientemente robustas para caracterizar a diversidade local da comunidade zooplanctônica. Devido à semelhança encontrada entre as regiões, os esforços de coleta e os recursos financeiros despendidos em programas de monitoramento ambiental ou qualquer outro tipo de estudo interessado nos padrões de estrutura desta comunidade podem ser reduzidos, amostrando apenas uma das regiões.

Os organismos zooplanctônicos são freqüentemente classificados em relação à freqüência de suas ocorrências nas regiões dos ambientes aquáticos (Pennak, 1966; Wetzel, 2001; Walseng et al., 2006). Por exemplo, Walseng *et al.* (2006) dividiram as 120 espécies de microcrustáceos (cladóceros e copépodes) coletados em 2.466 lagos noruegueses, em 3 grupos: (i) espécies classificadas como estritamente bentônicas/litorâneas, (ii) espécies que ocorriam tanto nos habitats litorâneos como nos limnéticos e (iii) espécies classificadas como “estritamente limnéticas”. Os resultados da análise de espécies indicadoras (Figura 4.5.) coadunam, em parte, com as conclusões de Walseng et al. (2006) uma vez que foram encontradas algumas poucas espécies indicadoras de uma das regiões.

Concluindo, os lagos do rio Araguaia não apresentam bancos de macrófitas e assim, eles funcionam ecologicamente (pelo menos para a comunidade zooplanctônica) como se neles houvesse apenas uma única região limnética. Neste caso, a abundância elevada de uma espécie no centro e na margem destes lagos não indica, necessariamente, que essa espécie possa ser caracterizada (ou classificada) quanto ao tipo de hábitat preferencial em espécies intermediárias (isto é, espécies que ocorrem tanto nos habitats litorâneos como nos limnéticos). Os resultados apresentados neste estudo também indicam que a comunidade zooplanctônica dos lagos amostrados não é compartimentada em função da região litorânea ou limnética. Isto sugere que

dependendo das características específicas de cada ambiente (principalmente pela ausência de macrófitas aquáticas), apenas um ambiente (litorâneo ou limnético) pode ser analisado sem ocorrer, necessariamente, em estimativas de riqueza de espécies zooplanctônicas subestimadas.

CAPÍTULO 5 – O EFEITO DO PULSO DE INUNDAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

5.1 – Introdução

O interesse da comunidade científica em compreender os mecanismos responsáveis pela estruturação dos mais variados tipos de comunidades biológicas e atributos ambientais dos sistemas de planícies de inundação têm aumentado significativamente nos últimos anos (ver Figura 2.1) (Thomaz et al., 2007). Este interesse se justifica também pelos crescentes impactos antrópicos (e.g. barragens, assoreamentos do canal principal, introdução de espécies exóticas e extinção de nativas, dentre outros) que estes ecossistemas vêm sofrendo (Tockner & Stanford, 2002; Whited et al., 2007; Hale & Adams, 2007), mesmo considerando a importância desses sistemas para o ser humano em todos os continentes (Junk, 2002).

Segundo o conceito de pulso de inundação proposto por Junk et al. (1989), o processo de inundação periódica nestes ecossistemas é a principal função de força que poderia explicar os padrões bióticos e abióticos encontrados nas planícies de inundação. Entretanto, Thomaz et al. (2007) enfatizam que apesar dos estudos intensivos das planícies de inundação e, conseqüentemente, das diferentes relações causais propostas entre hidrologia e os atributos do ecossistemas, poucos padrões podem ser generalizados para larga variedade de sistemas.

Estudos comparativos entre diferentes planícies de inundação (tais como os de Carvalho et al., 2001; Junk et al., 2006) revelam algumas particularidades e também padrões semelhantes nas características ambientais e biológicas. De forma geral, observa-se que durante o período de águas baixas, os diferentes habitats das planícies de inundação (que compreendem ambientes terrestres, aquáticos e zonas de transição terrestre-aquática) estão relativamente mais isolados entre si e, desta forma, as diferenças em suas características ambientais e biológicas são maximizadas. Por outro lado, o pulso de inundação proporcionaria maior conexão entre estes habitats, ocasionando

assim uma maior similaridade biológica (menor diversidade beta) e ambiental (Junk et al., 1989; Carvalho et al., 2001; Ward & Tockner, 2001; Thomaz et al., 2007).

As características dos pulsos, por exemplo previsibilidade e durabilidade, variam de acordo com as particularidades geomorfológicas e hidrológicas da planície, acarretando em respostas específicas das comunidades biológicas nos diferentes sistemas (Junk et al., 1989). Desta forma, estudos sistemáticos dos efeitos do pulso de inundação sobre as diferentes comunidades biológicas e em diversos sistemas de planícies de inundação são importantes para avaliar o efeito do regime hidrológico sobre aspectos funcionais e estruturais desses sistemas.

Portanto, o presente estudo busca descrever e avaliar o efeito do pulso de inundação sobre as características ambientais e a estrutura da comunidade zooplanctônica em 22 lagos de uma planície de inundação. Ao invés de estudar o efeito do pulso em poucos lagos durante vários ciclos hidrológicos (águas altas e baixas), o seguinte estudo enfatizou a amplitude espacial e número de lagos estudados durante apenas um único ciclo. Ressalta-se que as características específicas deste ciclo hidrológico se encontram dentro de oscilações sazonais “normais” da planície de inundação do rio Araguaia (ver Figuras 2.6 e 2.7). Cinco hipóteses foram explicitamente testadas: (1) a riqueza de espécies é maior durante o período de águas altas em função da maior conectividade do sistema durante esse período (Bonecker & LansacToha, 1996; Ward et al., 1999; Fulone et al., 2008); (2) a densidade de indivíduos é maior durante o período de águas baixas do que no de águas altas (ou, segundo Neiff, 1996, limnofase e potamofase, respectivamente), haja visto que as inundações podem ser compreendidas como eventos perturbadores da comunidade zooplanctônica (Baranyi et al., 2002); (3) menor diversidade beta durante o período de águas altas em decorrência da homogeneização provada pelo processo de inundação (Carvalho et al., 2003; Thomaz et al., 2007); (4) as composições faunísticas (presença/ausência de espécies) diferem entre os períodos (águas altas e baixas) em decorrência das alterações ambientais provocadas pelo pulso de

inundação (e.g., maior profundidade dos ambientes, inundação da vegetação terrestre, maior concentração de nutrientes) (Junk et al., 1989).

5.2 – Análise de dados

A variação sazonal das variáveis ambientais foi observada por meio da ordenação dos lagos utilizando uma Análise de Componentes Principais (PCA; Legendre & Legendre, 1998). O critério utilizado para a seleção do número de eixos da PCA foi a escolha de todos eixos com autovalores acima de 1. As diferenças entre os valores das variáveis ambientais observada entre os períodos foram testadas por meio de um teste-*t* para amostras dependentes.

As diferenças na riqueza de espécies entre os períodos de águas altas e baixas foram testadas utilizando duas técnicas: curvas de rarefação de espécies e teste-*t* para amostras dependentes. A primeira foi baseada na construção de curvas de rarefação de espécies utilizando a densidade total mensurada nos 22 lagos amostrados durante os períodos de águas altas e baixas, respectivamente (ver Tabela 2.1). O objetivo da curva de rarefação de espécies é permitir comparações da riqueza de espécies em diferentes comunidades a partir de um determinado número de indivíduos comum a todas as comunidades em comparação, padronizando desta maneira o esforço de amostragem. A equação para o cálculo da riqueza de espécies esperada para um dado número n de indivíduos ($E(S_n)$), de acordo com Gotelli & Graves (1996), é fornecida no tópico 4.1 do Capítulo 4.

A segunda técnica utilizada, teste-*t* para amostras dependentes, comparou a riqueza de espécies nos 22 lagos amostrados nos dois períodos (ver Tabela 2.1). Esta técnica utilizou (i) a riqueza de espécies observada e (ii) a riqueza de espécies esperada pela técnica de rarefação (semelhante ao teste realizado no Capítulo 4, ver Figura 4.1).

O teste-*t* para amostras dependentes também foi utilizado para avaliar as diferenças entre os períodos de águas altas e baixas considerando os valores de densidades dos organismos e equidade de Shannon. O índice de equidade de Shannon foi calculado para cada grupo zooplancônico (tecameba, rotífero, cladóceros e copépodes), em cada lago e período de coleta (águas altas e baixas) a partir da equação abaixo (Magurran, 2004):

$$E = H' / H_{max} \quad \text{Eq. 5.1}$$

na qual, H' = diversidade da amostra; H_{max} = diversidade da amostra calculada como $\ln(S)$ onde S = número de espécies da amostra. As medidas de equidade foram calculadas pelo programa Biodiversity Pro (disponível em <http://www.nrmc.demon.co.uk/bdpro/>).

O índice de diversidade beta ($\beta-1$) (Harrison *et al.*, 1992) foi calculado para quantificar a mudança espacial da composição de espécies na área estudada. Este índice é dado por:

$$\beta - 1 = \{[(S/\bar{\alpha}) - 1]/(N - 1)\} \times 100 \quad \text{Eq. 5.2}$$

onde S é o total de espécies registradas, α é a diversidade média, N é o número de unidades de amostragem. Esta medida varia entre 0 (nenhuma substituição de espécies, ou seja, todas as unidades possuem o mesmo conjunto de espécies) e 100 (substituição total, cada amostra tem um conjunto único de espécies). Uma matriz de similaridade de Jaccard foi calculada em cada período (águas altas e baixas) e utilizada como uma segunda medida de diversidade beta (ver o segundo nível de abstração em estudos sobre composição da comunidade e diversidade beta apresentado e discutido por Tuomisto & Ruokolainen, 2006). Posteriormente, a diversidade beta entre os períodos de águas altas e baixas foi comparada por meio de um teste-*t* para amostras dependentes, no qual foram pareadas as similaridades na composição faunística entre dois lagos de um período sazonal e do outro.

Uma terceira forma utilizada para demonstrar a variação da diversidade beta em cada período de amostragem foi a Análise de Agrupamento. O coeficiente de parencia adotado foi o

índice de similaridade de Jaccard e o método de ligação foi a das médias aritméticas não ponderadas (UPGMA).

As mudanças das composições de espécies entre as estações de águas altas e baixas foram avaliadas por uma Análise de Correspondência “Detrended” (DCA; Hill & Gauch, 1980).

Devido as elevadas similaridades ambientais e biológicas (principalmente) encontradas entre as regiões litorâneas e limnéticas (ver resultados e discussão do Capítulo 4), neste e nos demais capítulos, a unidade de estudo será o lago. Portanto, a densidade de organismos nestas regiões foi somada (sendo ainda expressa em indivíduos/m³). Um valor médio foi calculado para as variáveis ambientais temperatura da água, pH, condutividade e turbidez em cada lago. A profundidade do lago foi determinada pelas medidas realizadas na região limnética, assim como nitrogênio total, fósforo total e clorofila-*a* (estas últimas foram avaliadas apenas na região limnética, ver tópico 3.2 do Capítulo 3).

5.3 – Resultados

Os resultados da Análise de Componentes Principais sugerem que os períodos de águas altas e baixas apresentaram distintas características ambientais (Figura 5.1). Os três primeiros eixos, que explicam a 72,7 % da variação ambiental total, demonstram que o período de águas altas foi caracterizado por maiores valores de temperatura da água, turbidez e profundidade. Durante o período de águas baixas, os lagos analisados apresentaram menores valores de temperatura, águas mais transparentes e maiores valores de pH (Figura 5.1 e Tabela 5.1). Observa-se também que os lagos coletados durante o período de águas altas no rio Vermelho apresentaram características ambientais mais semelhantes aos lagos do rio Araguaia coletados durante o período de águas baixas (Figura 5.1).

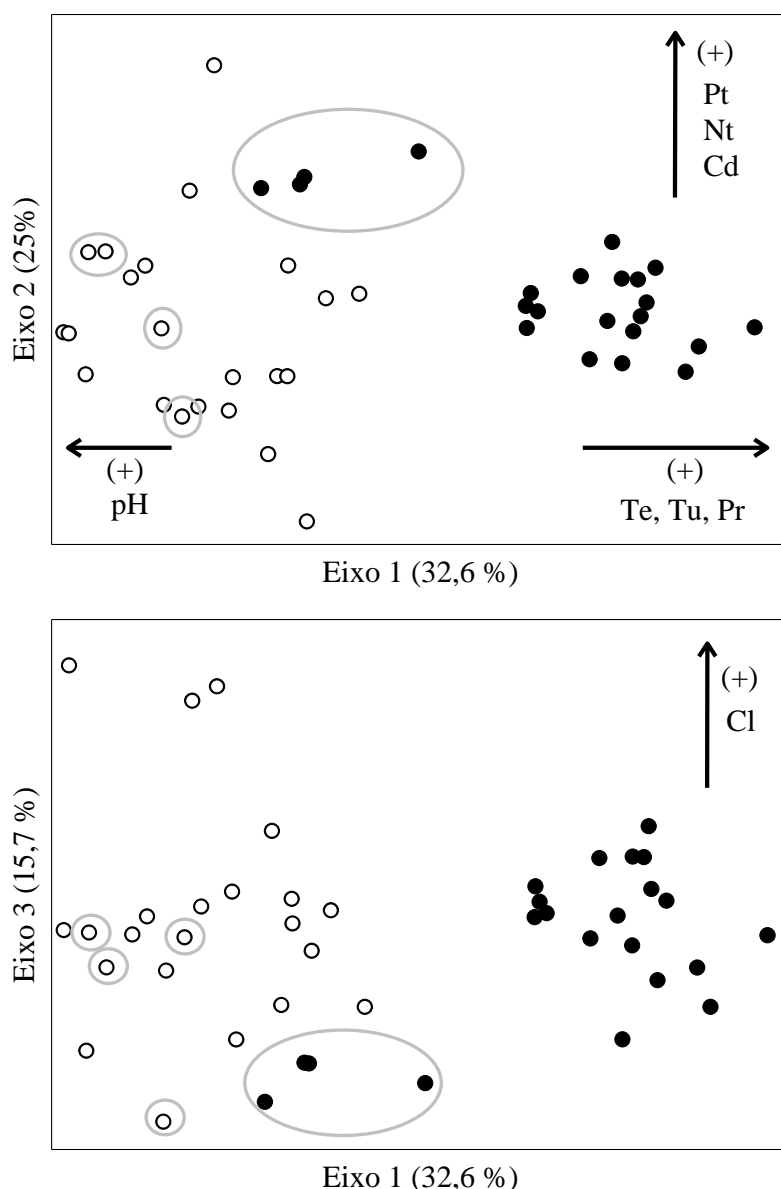


Figura 5.1 – Escores obtidos por uma análise de componentes principais (PCA) dos lagos amostrados durante o período de águas altas (círculos preenchidos) e baixas (círculos vazios). As elipses (em cinza) compreendem os 4 lagos amostrados no rio vermelho. As variáveis mais correlacionadas com os eixos da PCA também são indicadas: Te = temperatura da água; Tu = turbidez; Pr = profundidade; Nt = nitrogênio total; Co = condutividade; Pt = fósforo total; Cl = clorofila-*a*.

Os resultados do teste-*t* para amostras pareadas comparando as variáveis ambientais entre os períodos demonstram que apenas condutividade elétrica não apresentou valores significativamente diferentes (Figura 5.2). As concentrações de fósforo total, nitrogênio total, os valores de temperatura da água e de turbidez foram mais elevados durante o período de águas altas

(Figura 5.2). Por outro lado, durante o período de águas baixas, os ambientes analisados apresentaram, de maneira geral, maiores valores de pH e teores de clorofila-*a* (Figura 5.2).

Tabela 5.1 – Correlações de Pearson entre as variáveis e os escores derivados dos três primeiros eixos da análise de componentes principais.

Variáveis ambientais	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Temperatura da água	0,63	0,09	0,28
pH	-0,79	0,27	-0,21
Condutividade	-0,37	0,72	-0,45
Turbidez	0,65	0,05	-0,05
Profundidade	0,83	0,11	-0,34
Fósforo total	0,13	0,88	-0,10
Nitrogênio total	0,37	0,74	0,39
Clorofila- <i>a</i>	-0,41	0,23	0,80

Considerando todos os grupos da comunidade zooplanctônica, os lagos apresentaram um total de 161 e 106 espécies e 131.697 e 1.801.110 indivíduos durante os períodos de águas altas e baixas, respectivamente.

Tanto os resultados das curvas de rarefação utilizando a densidade total por espécies (Figura 5.3) quanto dos testes-*t* para amostras dependentes utilizando os valores de riqueza de espécies esperadas e estimadas para um determinado número de indivíduos (Figura 5.4), sugerem que tecamebas, rotíferos e cladóceros apresentaram maiores valores de riqueza de espécies durante o período de águas altas. Estes métodos também demonstraram que não houve diferenças significativas na riqueza de copépodes entre os períodos.

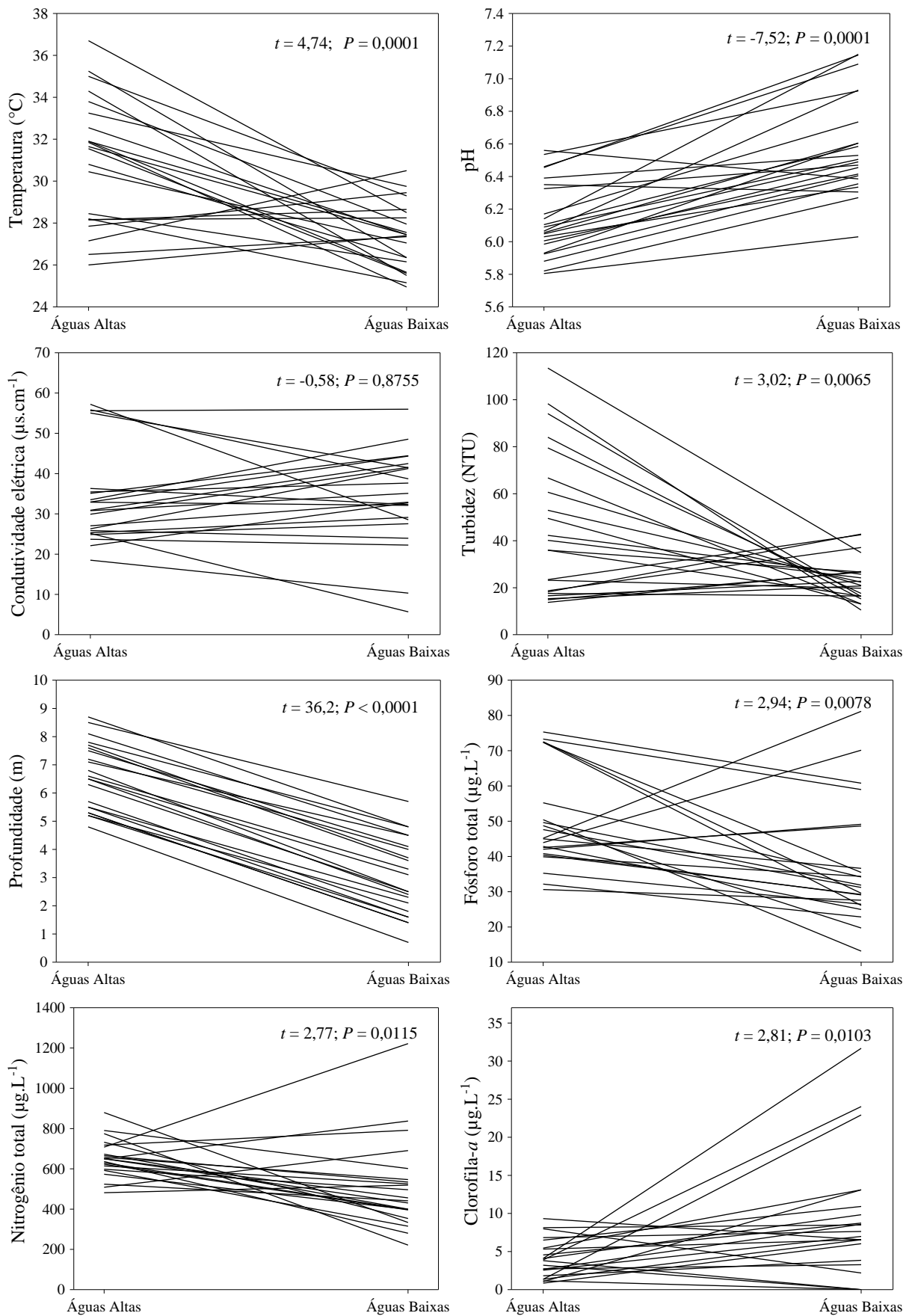


Figura 5.2 – Resultados do teste-t para amostras dependentes comparando as variáveis ambientais entre os períodos de águas altas e baixas.

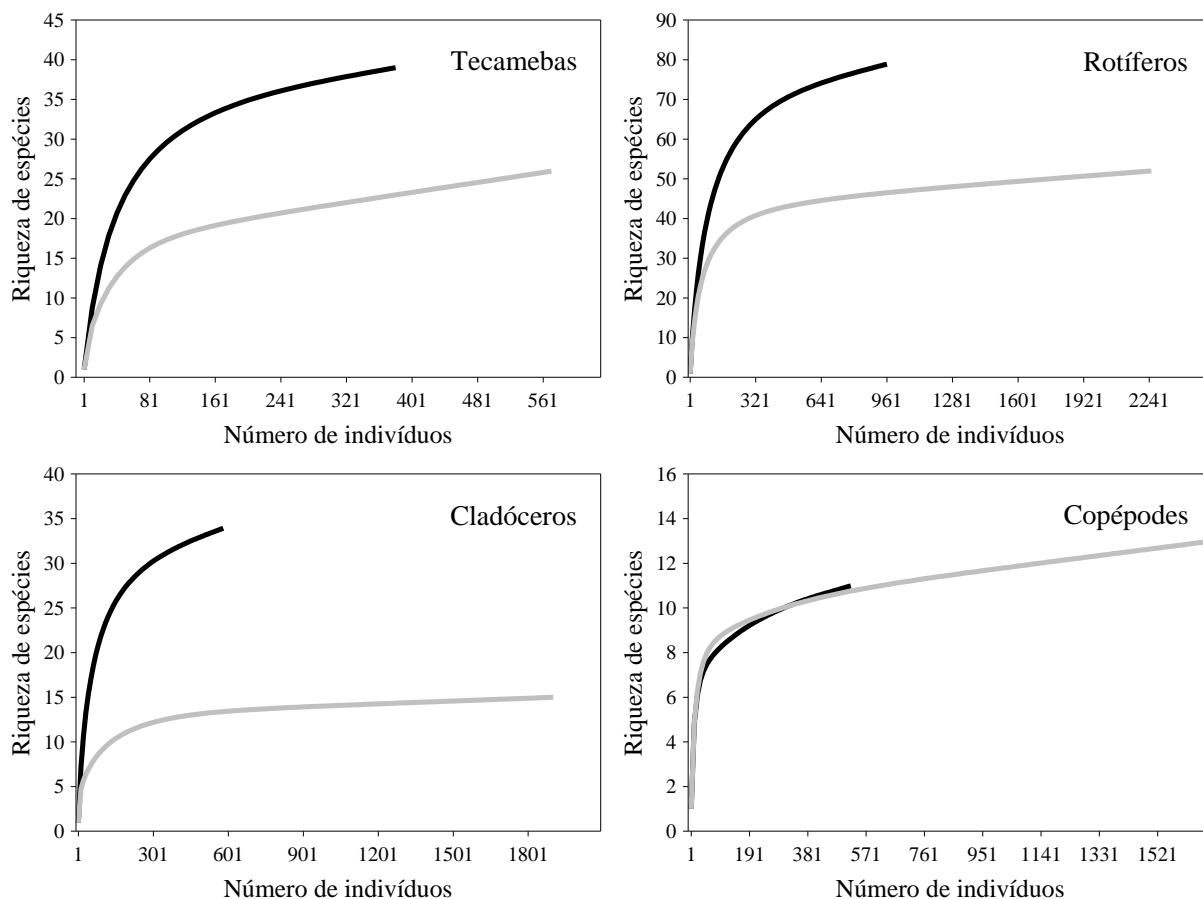


Figura 5.3 – Comparação da riqueza de espécies entre os períodos de águas altas (linhas pretas) e baixas (linhas cinzas) por meio de curvas de rarefação de espécies.

Os resultados do teste-*t* para amostras pareadas também sugerem que as densidades de indivíduos dos quatro grupos foram significativamente maiores durante o período de águas baixas (Figura 5.5). Tecamebas, rotíferos e copépodos apresentaram comunidades com maior equidade durante o período de águas altas, enquanto cladóceros não apresentaram diferenças significativas entre os períodos de águas altas e baixas (Figura 5.5).

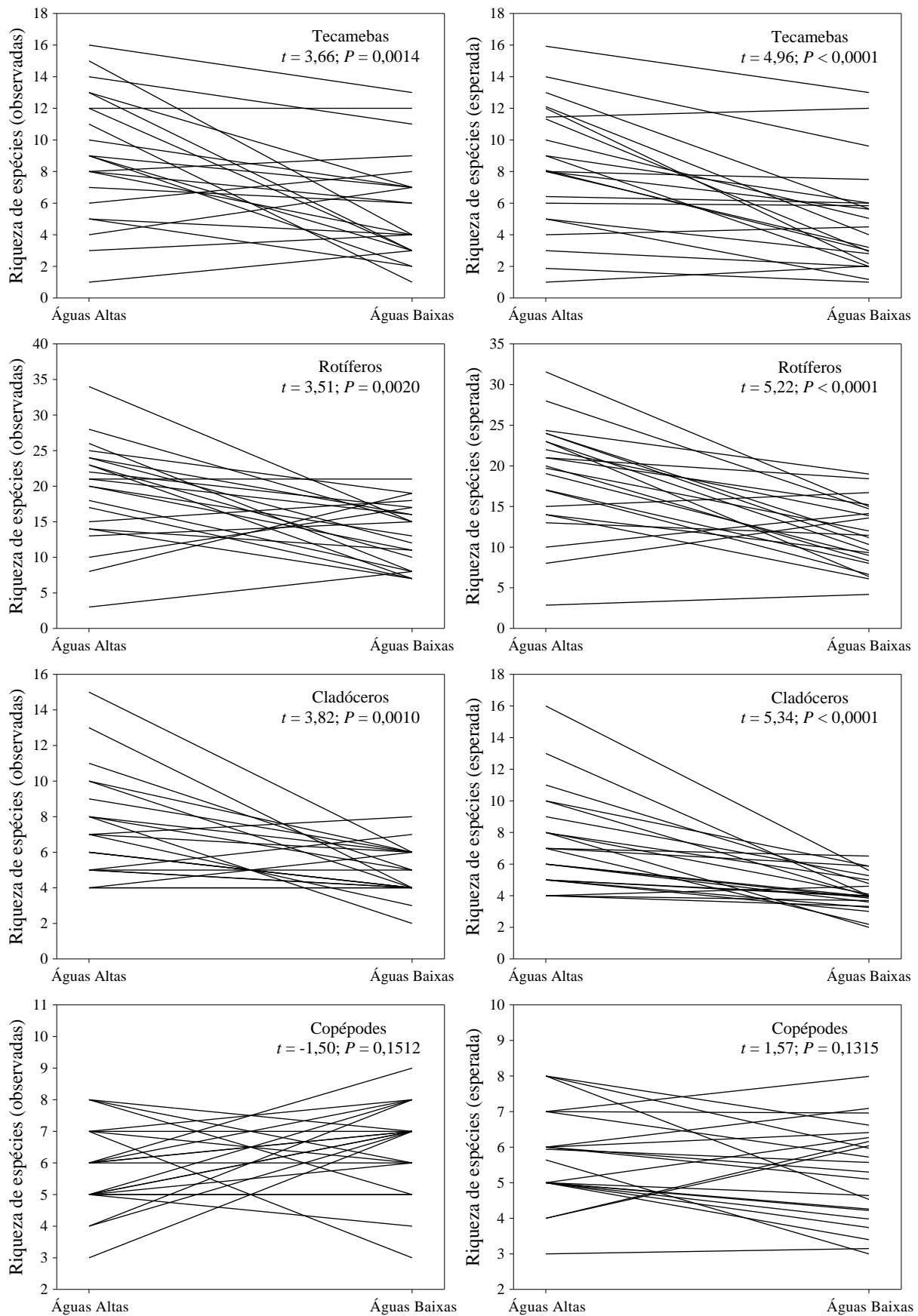


Figura 5.4 – Resultados do teste- t para amostras dependentes comparando as riquezas de espécies observadas e esperadas (fornecidas pelas curvas de rarefação em cada lago).

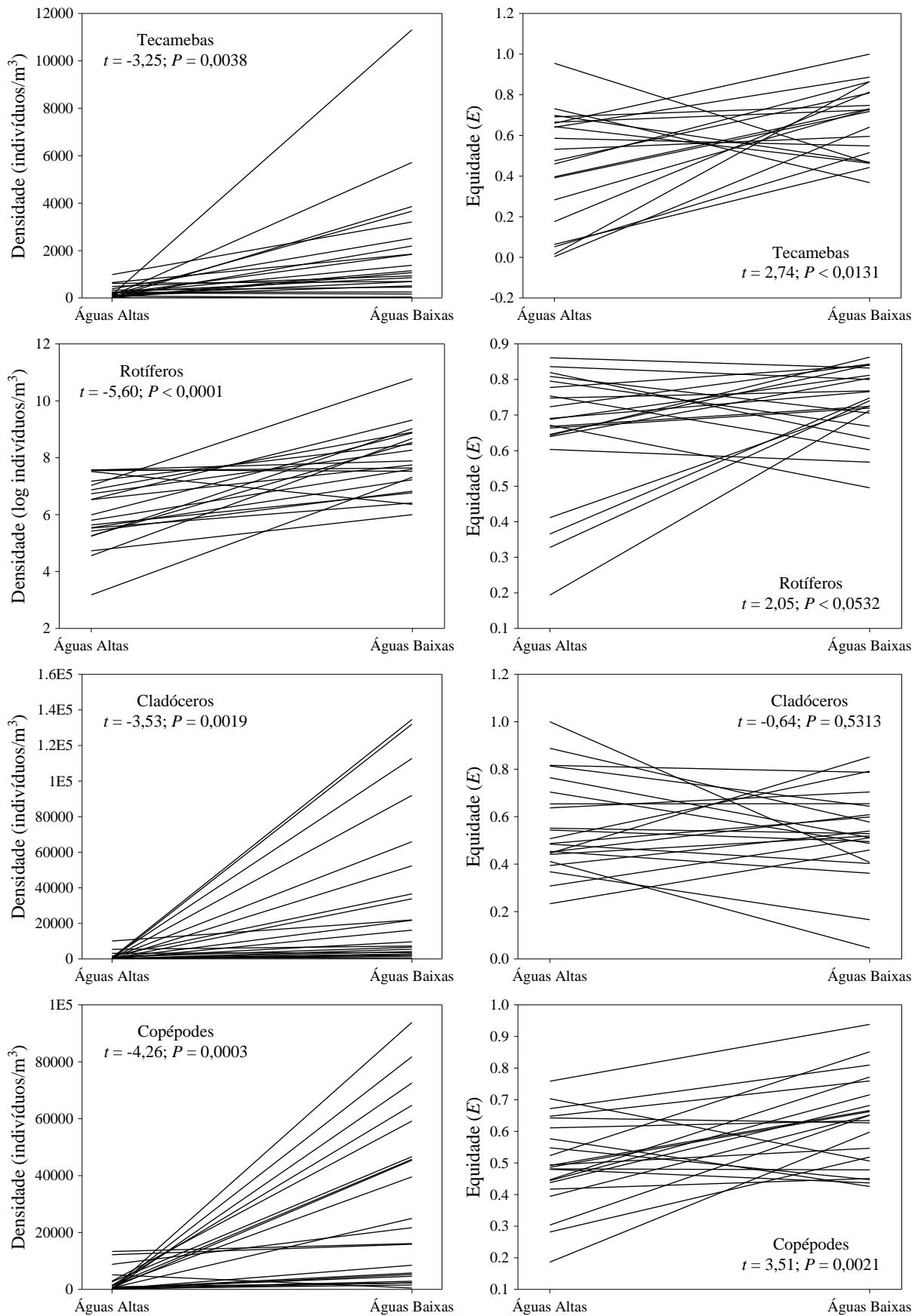


Figura 5.5 – Resultados dos testes-*t* para amostras pareadas comparando os valores de densidade total de indivíduos e equidade (calculada em cada lago) entre os períodos de águas altas e baixas.

Segundo o índice de diversidade beta (β -1) de Harrison, o período de águas altas apresentou um valor de diversidade beta (12,5 %) ligeiramente maior do que o encontrado durante o período de águas baixas (11,7%). Entretanto, o resultado do teste- t para amostras dependentes utilizando o índice de similaridade de Jaccard evidencia que a diferença de diversidade beta entre os períodos não foi maior do que a esperada pelo acaso ($t = 1,06$; $gl = 230$; $P = 0,2914$). O resultado da análise de agrupamento também evidencia a semelhança da variação na diversidade beta entre os períodos (Figura 5.6).

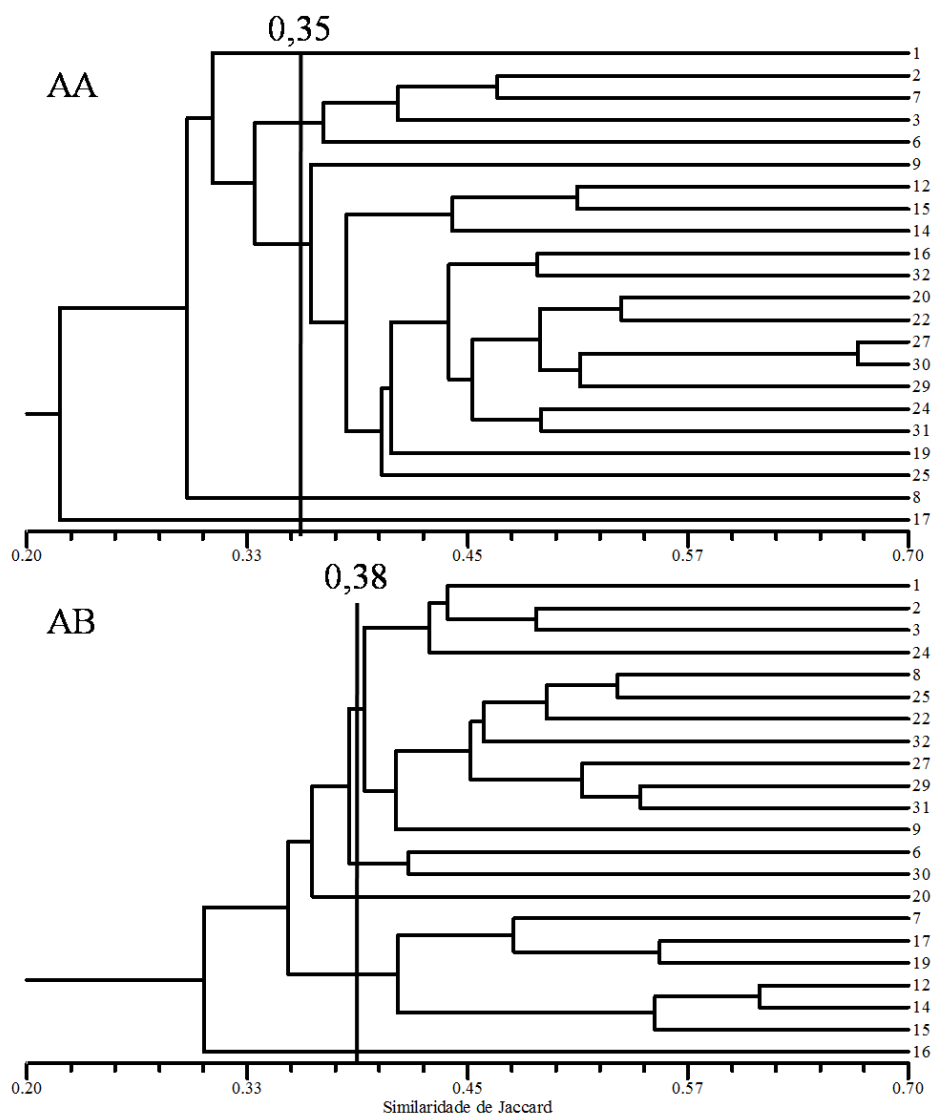


Figura 5.6 – Dendrograma resultante da análise de agrupamento dos lagos amostrados nos períodos de águas altas (AA, coeficiente cofenético = 0,84) e baixas (AB, coeficiente cofenético = 0,69), utilizando o índice de similaridade de Jaccard. Retas verticais indicam a média da matriz de similaridade (com seu respectivo valor) em cada período.

De acordo com os resultados da DCA, os períodos de águas altas e baixas também apresentaram distintas composições de espécies (Figura 5.7).

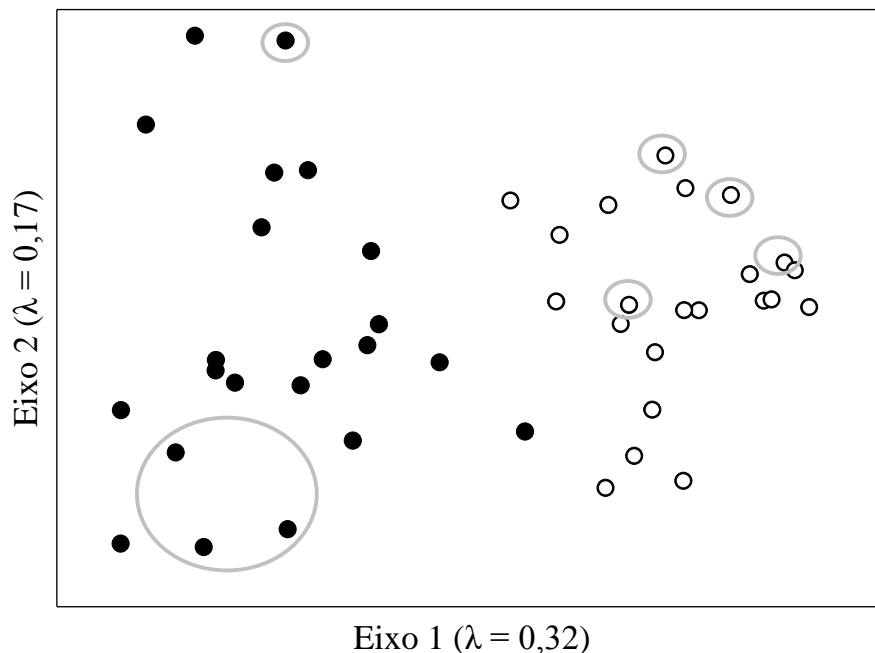


Figura 5.7 – Ordenação dos lagos da planície de inundação do rio Araguaia, considerando a composição zooplancônica (dados de presença/ausência de espécies), por meio de uma análise de correspondência “detrended” (DCA). Círculos preenchidos = águas altas; Círculos vazios = águas baixas. As elipses (em cinza) compreendem os 4 lagos amostrados no rio vermelho.

5.4 – Discussão

Em conformidade com a primeira hipótese deste estudo (exceto para copépodes), os maiores valores de riqueza de espécies foram encontrados durante o período de águas altas. Este resultado pode ser explicado por meio de dois mecanismos relacionados com a hidrologia: conectividade e velocidade da corrente. Durante o período de águas altas, os ambientes em uma planície de inundação apresentam maior conectividade, justamente porque a inundação promove a troca de água entre os ambientes (Ward et al., 1999). Assim, com o aumento da conectividade, a dispersão (ativa ou passiva) de indivíduos entre as diversas comunidades interconectadas (lagos) é favorecida. Por exemplo, Bini et al. (2003), estudando o efeito da conectividade na estruturação

da assembléia de tecamebas na planície de inundação do Rio Paraná, constataram que a riqueza regional de espécies estava positivamente correlacionada com a riqueza local de espécies em lagoas altamente conectadas ao rio principal. O segundo mecanismo, que é a velocidade da corrente, promove o transporte de organismos dos sedimentos e da vegetação marginal para a coluna de água, acarretando, por meio deste arraste, em maiores valores de riqueza de espécies em amostras planctônicas (Bonecker & LansacToha, 1996; Lansac-Tôha et al., 1997; Fulone et al., 2008).

As inundações podem ser compreendidas como eventos perturbadores, levando a comunidade zooplanctônica para uma fase de sucessão inicial (Baranyi et al., 2002). Durante o processo de inundação, diversas mudanças químicas, físicas e biológicas ocorrem nas áreas inundadas, ocasionando além da suspensão de organismos para a coluna de água, alterações nas taxas de crescimento do zooplâncton. O aumento da turbidez durante o período de águas altas pode explicar a redução da densidade do zooplâncton, como observado neste estudo, de diferentes maneiras. Diretamente, as maiores concentrações de substâncias que dispersam a luz podem ocasionar a obstrução dos sistemas de filtração desses organismos (Kirk & Gilbert, 1990; Koenings et al., 1990; Kirk, 1991). Indiretamente, o aumento da turbidez pode reduzir a biomassa fitoplanctônica (como indicado pela menor concentração de clorofila-*a*) e, portanto, a disponibilidade de alimento para o zooplâncton (Hart, 1992). Além disso, os dois efeitos (menor capacidade de filtração e redução da disponibilidade de alimento) podem, em conjunto, determinar menores densidades zooplanctônicas.

O período de águas altas também foi caracterizado por maiores valores de equidade das comunidades de tecamebas, rotíferos e copépodes (apenas cladóceros não apresentaram diferenças significativas). Possivelmente, os maiores valores de equidade deste período podem ser atribuídos ao evento perturbador da inundação (Horn, 1975; Connell, 1978). Segundo a Hipótese de

Distúrbio Intermediário de Connell (IDH, Connell, 1978), maiores valores de diversidade são mantidos em níveis intermediários de distúrbios.

É esperado que as inundações promovam, sazonalmente, a homogeneização biótica e ambiental dos ambientes de uma planície de inundação. Por outro lado, durante o período de águas baixas, os menores níveis de conectividade entre os ambientes e efeitos locais (e.g., chuvas locais, movimentação de vertebrados em lagos rasos) promoveriam maior diferenciação entre os ambientes (Agostinho et al., 2000; Thomaz et al., 2007). Entretanto, e também contrariando a terceira hipótese deste estudo, os resultados demonstram que os ambientes não foram mais dissimilares durante o período de águas baixas. As mudanças espaciais nas composições de espécies (diversidade beta) também não foram menores durante o período de águas altas (como seria predito pelo efeito de homogeneização pelo alagamento).

A composição da comunidade zooplancônica (dados de presença/ausência de espécies), juntamente com as características ambientais, apresentaram grandes diferenças entre os períodos de águas altas e baixas. Estes resultados estão de acordo com as hipóteses quatro e cinco, respectivamente, e também com outros trabalhos que sugerem o efeito da hidrologia como um dos principais estruturadores biológicos e ambientais em sistemas de planícies de inundação (Junk et al., 1989; Baranyi et al., 2002; Medley & Havel, 2007). Dentre as alterações percebidas, destacam-se as menores concentrações de clorofila-*a* registradas durante o período de águas altas, mesmo que neste período tenha apresentado valores significativamente mais elevados de nitrogênio e fósforo total. Este resultado pode ser explicado tanto pelo aumento significativo da turbidez no período de águas altas, limitando a disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa nos ambientes aquáticos (Lind et al., 1992) quanto pelo estresse produzido nas células fitoplanctônicas devido à maior velocidade da corrente e choque mecânico com partículas (Train & Rodrigues, 1997).

Em relação a comunidade zooplanctônica, as principais alterações percebidas foram ao aumento de *Brachionus caudatus* f. *insuetus* (rotífero), *Brachionus caudatus* f. *austrogenitus* (rotífero), *Diffugia* cf. *kabylica* (tecameba), *Brachionus mirus* (rotífero), *Bosmina hagmanni* (cladóceros), *Brachionus dolabratus* (rotífero), *Diffugia gramen* (tecameba) e *Ceriodaphnia cornuta* (cladóceros) durante o período de águas baixas, sendo que cerca de 100, 100, 99,9, 95,2, 95,2, 86,7, 78,6, 69,6 % de suas ocorrências, respectivamente, foram neste período. Entre estas espécies, apenas as tecamebas não são consideradas organismos planctônicos. Durante o período de águas altas, as espécies *Trichocerca tigris* (rotífero), *Plationus patulus* var. *macracanthus* (rotífero), *Lecane curvicornis* (rotífero), *Platyias quadricornis* (rotífero), Bdelloidea (rotífero), *Diaphanosoma birgei* (cladóceros) e *Trichocerca pusilla* (rotífero) foram as mais importantes na caracterização da composição neste período, apresentando cerca de 100, 100, 98,8, 96,4, 92,7 90,7 e 90, 4 % de suas ocorrências, respectivamente, foram registrada neste período. Entre estas espécies, os rotíferos Bdelloidea, *Plationus* e *Lecane* não são considerados como planctônicos.

Os resultados deste estudo sugerem que o processo de inundação, juntamente com seus conspícuos efeitos sobre a conectividade e variação das características ambientais na planície de inundação do rio Araguaia, é capaz de influenciar os atributos ecológicos (riqueza, densidade e composição de espécies) da comunidade zooplanctônica.

CAPÍTULO 6 – PADRÕES NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA: INTEGRANDO PROCESSOS ESPACIAIS E AMBIENTAIS EM UM SISTEMA DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO.

6.1 – Introdução

Atualmente, um dos principais objetivos da ecologia é o de quantificar a importância relativa de processos locais e regionais que são responsáveis pela estruturação das comunidades biológicas (Bilton et al., 2001; Beisner et al., 2006; Heino & Virtanen, 2006; Qian & Ricklefs, 2007). A diversidade beta (variação da composição de espécies entre locais dentro de uma região de interesse ver Whittaker, 1972) pode ser explicada por duas hipóteses que não são mutuamente exclusivas (Legendre et al., 2005): (i) as espécies flutuam aleatoriamente, de forma autocorrelacionada, sendo esta uma hipótese derivada da teoria neutra, onde as diferenças na diversidade são originadas pela dispersão (especialmente limitada) das espécies, dirigidas de forma aleatória em um contexto de metacomunidades (Hubbell, 2001) e (ii) a distribuição das espécies está relacionada com as condições ambientais, que é uma hipótese derivada de modelos baseados no nicho (Hutchinson, 1957), isto é, várias espécies não podem coexistir supondo uma fonte limitada de recursos, uma vez que os melhores competidores excluem as demais (neste contexto, a coexistência das espécies é possível através da especialização em diferentes nichos). Nesta perspectiva, os modelos de metacomunidades baseados em teoria neutra contrapõem a importância dos fatores ambientais e diferenças competitivas entre espécies na estruturação das comunidades, ressaltada pelos modelos baseados na teoria do nicho (Leibold et al., 2004; Tuomisto & Ruokolainen, 2006).

Muitos estudos sobre a distribuição do zooplâncton estão interessados em processos que atuam em escalas locais. Por exemplo, o risco de predação por peixes, que está diretamente relacionado com a transparência da água, é um importante processo na estruturação da comunidade zooplanctônica (Masson et al., 2001; Cerbin et al., 2003; Alajarvi & Horppila, 2004;

Castro et al., 2007). Contudo, outros processos locais também são responsáveis pela estruturação desta comunidade, tais como: recurso alimentar (Cruzpizarro et al., 1994; Vargas et al., 2006), presença e composição de algas tóxicas (Hansson et al., 2007), características limnológicas e ambientais (Whitman et al., 2004; Soto & los Rios, 2006) e/ou a complexidade espacial (Vieira et al., 2007).

Por outro lado, a importância dos processos de migração do zooplâncton influenciando a estruturação das comunidades locais tem sido largamente ressaltada nos últimos anos (Bohonak & Jenkins, 2003; Cottenie & De Meester, 2003; Cottenie et al., 2003; Beisner et al., 2006). Nesta perspectiva, locais que exibem condições ambientais similares podem apresentar diferentes composições de espécies, tendo em vista que as espécies apresentam diferentes chances de colonização e extinção (Cottenie & De Meester, 2003). Além disso, a dispersão pode ser responsável por semelhanças composicionais entre locais com características ambientais diferentes, mas geograficamente próximas. Portanto, avaliar a influência dos processos regionais (tais como dispersão) e locais na estruturação e composição das comunidades locais, discriminando a importância relativa de cada um destes processos deve ser uma rotina central em estudos de diversidade beta.

Ao separar as frações de variação da comunidade biológica explicadas por cada processo, pode-se testar hipóteses sobre a origem da diversidade beta nos ecossistemas, além de determinar quanto da variação é controlada pelas variáveis ambientais e quanto permanece inexplicada. Esta última fração pode estar relacionada com variáveis ambientais não mensuradas ou, por exemplo, com processos de dispersão ou competição (Legendre, 2007).

No presente estudo, 22 lagos de uma planície de inundação tropical foram analisados com o objetivo de quantificar a importância relativa de variáveis espaciais e ambientais (controles baseados no nicho) na determinação da estrutura de comunidades zooplânctônicas. Quando grande parte da variação na estrutura das comunidades é explicada por variáveis espaciais, a

predominância de processos neutros (e.g., dispersão) pode ser inferida. Por outro lado, o controle ambiental poderia ser corroborado se a maior parte da variação é explicada pelo conjunto de variáveis ambientais. Certamente, processos neutros e baseados no nicho podem controlar os padrões locais de diversidade dependendo das características (*traits*) das espécies (Thompson & Townsend, 2006).

Considerando que as comunidades zooplancônicas locais foram analisadas em lagos da planície de inundação do Médio rio Araguaia, as predições desse estudo são dependentes do regime hidrológico que afeta fortemente o nível de conectividade entre os ambientes analisados. Especificamente, as inundações tendem a reduzir a heterogeneidade ambiental e concomitantemente aumentam a conectividade entre os habitats aquáticos (Ward & Tockner, 2001; Miranda, 2005; Thomaz et al., 2007). Assim, durante esses períodos, é esperado que as variáveis espaciais contribuam mais para explicar as estruturas das comunidades locais. No período de águas baixas, espera-se que os dois processos atuem do modo mais equiprovável tendo em vista a maior variabilidade ambiental que é, no entanto, contrabalançada pelo menor nível de conectividade (que diminui as taxas de dispersão).

6.2 – Análise de dados

O coeficiente de variação foi utilizado como medida de variabilidade para as variáveis ambientais mensuradas nos períodos de águas altas e baixas. Seu cálculo é baseado na razão do desvio padrão pela média. Caso tais diferenças não sejam detectadas, a estruturação da comunidade zooplancônica pode ser atribuída principalmente pela capacidade de dispersão das espécies.

Como a dispersão de organismos zooplancônicos pode ocorrer pelo curso do rio (Dodds & Biggs, 2002; Walks & Cyr, 2004) ou sobre os ambientes terrestres (através de animais,

principalmente pássaros, ver Shurin & Havel, 2002; Green & Figuerola, 2005), as distâncias entre as lagoas foram calculadas de diferentes maneiras (Michels et al., 2001; Beisner et al., 2006) e, posteriormente, utilizadas em análises separadas de partição da variância. A matriz de distância geográfica entre os lagos (**D**) foi composta pelas distâncias euclidianas entre os centros dos lagos ($d_{i,j}$). De acordo com essa matriz, mesmo lagos sem nenhuma conexão hidrológica podem ser considerados próximos. Para considerar a conexão hidrológica, as distâncias entre os lagos seguindo o curso do rio (gerando a matriz **W**) também foram calculadas (Peres-Neto, 2004).

Como foi utilizada uma análise da matriz real de dados (Legendre et al., 2005; Tuomisto & Ruokolainen, 2006), uma série de variáveis espaciais, baseadas nas matrizes de distâncias descritas acima, foi criada com as análises de coordenadas principais de matrizes de vizinhança (PCNM), recentemente desenvolvidas por vários autores (Borcard & Legendre, 2002; Borcard et al., 2004; Diniz & Bini, 2005; Dray et al., 2006; Griffith & Peres-Neto, 2006). Este método decompõe a variação espacial total em um conjunto finito de variáveis espaciais explanatórias, cada qual correspondendo a uma escala, ou estrutura espacial específica. Assim, esta decomposição possibilita a análise espacial em todas as escalas que podem ser descritas pela configuração espacial dos locais de amostragem (Borcard et al., 2004; Ramette & Tiedje, 2007). Todos autovetores com coeficientes *I* de Moran maiores que 0,1 foram incluídos na matriz de variáveis espaciais. Esta análise foi realizada pelo software gratuito Spatial Analysis in Macroecology v. 2.0, SAM (Rangel et al., 2006). Os escores dessa análise (PCNM), derivados das matrizes **D** ou **W**, foram utilizados para representar as variáveis espaciais (matriz **E**) em análises de redundâncias independentes (ver abaixo).

Análises de redundâncias (RDA) parciais (Legendre & Legendre, 1998) foram utilizadas para quantificar o quanto da variação na comunidade zooplanctônica (densidade e composição) é explicada pelas condições ambientais dos locais de coleta (**X**) e por processos espacialmente estruturados (representados por **E**). A RDA pode ser entendida como uma generalização da análise

de regressão múltipla, que tem uma variável resposta (Y) e diferentes matrizes explanatórias. Para essas análises, as variáveis respostas foram as matrizes de densidades e de incidência (presença/ausência) e as variáveis explanatórias incluíram os conjuntos de variáveis ambientais (\mathbf{X}) e espaciais (\mathbf{E}). Desta forma, a variação total foi decomposta em quatro frações: [a] “ \mathbf{X} / \mathbf{E} ”, que é a variação atribuída unicamente às variáveis ambientais; [b] “ \mathbf{E} / \mathbf{X} ”, variação atribuída unicamente às variáveis espaciais; [c] “ $\mathbf{X} + \mathbf{E}$ ”, que é a variação conjunta explicada pelo espaço e ambiente (variabilidade na estrutura da comunidade que pode ser explicada pela variação ambiental espacialmente estruturada); [d] variação residual (total da variação não explicada por nenhuma das frações anteriores) (ver componentes a, c, b e d, respectivamente, na Figura 6.1).

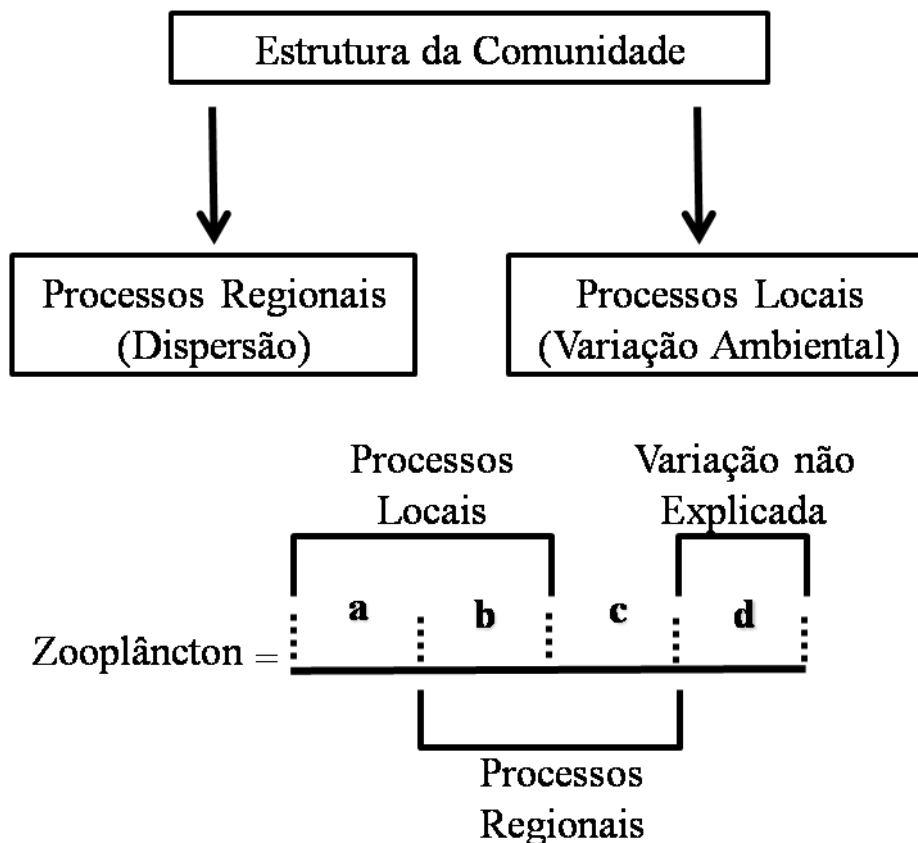


Figura 6.1 – Representação dos resultados da RDA parcial, enfatizando a influência dos processos locais e regionais na estruturação da comunidade zooplânctônica. [a] = variação atribuída unicamente às variáveis ambientais; [b] = variabilidade na estrutura da comunidade que pode ser explicada pela variação ambiental espacialmente estruturada; [c] = variação atribuída unicamente às variáveis espaciais; [d] = variação residual.

Os resultados da análise de partição da variância foram dados pelas frações ajustadas da variação (Peres-Neto et al., 2006) e foram obtidos pelo pacote VEGAN, função Varpart (R program, www.r-project.org). Um roteiro detalhado com os procedimentos do R necessários para realizar esta análise é fornecido no Apêndice B.

Antes das análises descritas acima, os dados de densidade foram transformados de acordo com o método de Hellinger. A transformação de Hellinger é indicada para preservar a distância euclidiana entre as unidades amostrais em um espaço n -dimensional em Análise de Componentes Principais (PCA) e Análises de Redundâncias (RDA), quando os dados apresentam muitos valores iguais a zero, uma característica recorrente de matrizes biológicas (Legendre & Gallagher, 2001; Peres-Neto et al., 2006). Desta forma, esta transformação fornece estimativas não enviesadas da partição da variação baseada em RDA (Peres-Neto et al., 2006).

6.3 – Resultados

Os lagos da planície de inundação apresentaram grandes variações nos valores mensurados em ambos os períodos de amostragem (Tabela 6.1), especialmente no período de águas baixas, cuja média dos coeficientes de variação foi maior do que no período de águas altas (38,1 e 29,8 %, respectivamente). A área dos lagos foi a variável que apresentou a maior variação, seguida por clorofila-*a* durante a estação de águas baixas (Tabela 6.1).

Resultados muito semelhantes foram encontrados utilizando ambas as medidas de distâncias (fluvial e euclidiana). Assim, as análises utilizando as duas medidas de distância espacial sugerem que a variação espacial da matriz de densidades e incidências da comunidade zooplanctônica, durante o período de águas altas, foi explicada tanto por variáveis ambientais quanto por variáveis espaciais (Tabela 6.2). A única exceção ocorreu para os dados de densidades, utilizando a distância fluvial, cuja fração explicada unicamente pelo espaço não foi significativa

(Tabela 6.2). Observa-se também que não houve grandes diferenças entre as variáveis ambientais e espaciais em relação a porcentagem de variação da comunidade zooplanctônica explicada (Tabela 6.2). Durante o período de águas baixas, a estrutura da comunidade zooplanctônica não foi explicada significativamente por nenhuma das variáveis, independentemente da medida de distância adotada (Tabela 6.2).

No entanto, a despeito da significância estatística, os efeitos isolados (puramente ambientais ou espaciais) ou compartilhados foram baixos e uma grande parte da variação na comunidade zooplanctônica permaneceu inexplicada (Tabela 6.2).

As variáveis ambientais apresentaram uma baixa influência na estrutura da comunidade, sendo que apenas condutividade, pH e profundidade apresentaram valores significativos, ambas durante a estação chuvosa (Tabela 6.3).

Tabela 6.1 – Coeficientes de variação (expresso em porcentagem) das variáveis ambientais coletadas nos lagos durante os períodos de águas altas e baixas.

	Coeficiente de variação (%)	
	Águas Altas	Águas Baixas
Temperatura da água	9.9	5.7
pH	3.8	4.6
Condutividade	34.7	34.5
Turbidez	67.4	36.9
Profundidade ¹	17.9	45.4
Fósforo total	28.2	45.9
Nitrogênio total	14.3	43.6
Clorofila- <i>a</i>	61.9	87.9
Perímetro ²		77.3
Área ²		97.3
Desenvolvimento da margem ²		37.3

¹ Mensurações realizadas na região limnética (ver Capítulo 5).

² Variáveis mensuradas apenas no período de águas baixas.

Tabela 6.2 – Resultados da partição da variação (RDA) da densidade e composição da comunidade zooplanctônica na estação chuvosa e de estiagem. A expressão “**X / E**” é o efeito atribuído unicamente às variáveis ambientais, “**E / X**” é o efeito que pode ser unicamente atribuído às variáveis espaciais e “**X + E**” é variação conjunto explicada pelo espaço e ambiente.

	Densidade				Presença/Ausência			
	Águas Altas		Águas Baixas		Águas Altas		Águas Baixas	
	R^2 Ajus.	P	R^2 Ajus.	P	R^2 Ajus.	P	R^2 Ajus.	P
Distância fluvial								
X / E	0,152	0,036	0,140	0,067	0,168	0,010	0,099	0,105
X + E	-0,071		0,026		-0,103		-0,004	
E / X	0,092	0,102	0,053	0,248	0,155	0,012	0,084	0,111
Variação residual	0,827		0,781		0,779		0,821	
Distância euclidiana								
X / E	0,114	0,041	0,129	0,056	0,116	0,033	0,089	0,104
X + E	-0,032		0,037		-0,050		0,007	
E / X	0,124	0,012	0,036	0,291	0,149	0,004	0,048	0,197
Variação residual	0,795		0,798		0,786		0,856	

Tabela 6.3 – Importância relativa das variáveis ambientais na estruturação da comunidade zooplanctônica durante as estações de águas altas e baixas.

	Densidade				Presença/Ausência			
	Águas Altas		Águas Baixas		Águas Altas		Águas Baixas	
	R^2 Ajus.	P	R^2 Ajus.	P	R^2 Ajus.	P	R^2 Ajus.	P
Distância fluvial								
Área	0,00	0,454	-0,01	0,511	0,00	0,406	-0,02	0,696
Clarofila- <i>a</i>	-0,01	0,521	-0,01	0,580	0,02	0,235	-0,01	0,566
Condutividade	0,11	0,011	0,00	0,485	0,09	0,023	0,02	0,260
Desenv. da margem	0,02	0,304	0,00	0,491	0,01	0,341	-0,02	0,669
Nitrogênio total	-0,02	0,643	-0,02	0,632	0,04	0,155	0,01	0,343
Perímetro	0,01	0,337	-0,01	0,545	0,01	0,369	-0,02	0,688
pH	0,08	0,042	0,01	0,372	0,08	0,029	0,00	0,439
Profundidade	0,01	0,384	0,03	0,201	0,02	0,224	0,10	0,012
Fósforo total	0,02	0,308	0,00	0,448	0,04	0,136	0,01	0,359
Temperatura	0,01	0,767	0,01	0,167	0,01	0,172	0,02	0,109
Turbidez	-0,03	0,400	0,04	0,293	0,03	0,388	0,05	0,128
Distância euclidiana								
Área	0,02	0,232	0,00	0,497	0,01	0,270	0,01	0,343
Clarofila- <i>a</i>	0,01	0,316	0,00	0,428	0,02	0,249	0,00	0,439
Condutividade	0,04	0,093	0,00	0,418	0,06	0,033	0,00	0,480
Desenv. da margem	0,01	0,382	0,01	0,368	0,01	0,354	0,01	0,384
Nitrogênio total	0,03	0,139	-0,01	0,637	0,02	0,196	0,01	0,388
Perímetro	0,01	0,388	0,00	0,468	0,01	0,321	0,01	0,357
pH	0,06	0,037	0,01	0,371	0,03	0,154	0,00	0,476
Profundidade	0,02	0,262	0,02	0,294	0,01	0,322	0,08	0,022
Fósforo total	0,00	0,505	0,02	0,270	0,03	0,174	0,03	0,205
Temperatura	0,00	0,629	-0,06	0,078	0,01	0,081	-0,06	0,157
Turbidez	-0,01	0,448	0,06	0,983	0,04	0,350	0,03	0,988

6.4 – Discussão

Apenas durante o período de águas altas, as variáveis ambientais e espaciais foram significativamente relacionadas com a estruturação das comunidades zooplanctônicas da planície de inundação do rio Araguaia. Embora muitos estudos enfatizem a influência dos fatores locais sobre a diversidade do zooplâncton (Cottenie et al., 2001; Soto & los Rios, 2006), corroborando assim os modelos de metacomunidades baseados no nicho, e outros enfatizem a influência dos

fatores espaciais (Beisner et al., 2006; Soininen et al., 2007), ou seja, o predomínio da influência das variáveis espaciais sobre a estruturação das comunidades zooplancônicas, os resultados obtidos neste estudo sugerem que tanto os fatores espaciais quanto locais foram importantes. O papel de cada um destes fatores (espaciais e locais) na estruturação das comunidades pode ser dependente das características específicas das espécies, tais como capacidade de dispersão e nível trófico (ver Thompson & Townsend, 2006).

Entretanto, os valores de R^2 ajustados relacionados com as variáveis espaciais não significam, necessariamente, a atuação exclusiva de dispersão dos organismos entre as comunidades. Uma segunda possibilidade seria a existência de alguma variável local/ambiental importante para a estruturação do zooplâncton que não foi medida e que esteja estruturada espacialmente (por exemplo, predação).

A variabilidade da estrutura da comunidade que pode ser explicada pela variação ambiental espacialmente estruturada foi baixa. Portanto, isso indica que as variáveis analisadas nesse estudo que poderiam explicar a variação na comunidade não foram espacialmente estruturadas.

Por outro lado, o elevado componente residual (variação não explicada) indica que processos relevantes (Shurin, 2001; Jack & Thorp, 2002; como, por exemplo, interações bióticas Castilho-Noll & Arcifa, 2007) para a estruturação desta comunidade não foram representados pelos conjuntos de variáveis analisados nesse estudo. Entretanto, é importante enfatizar que os conjuntos de variáveis ambientais avaliados neste estudo são frequentemente associados com a estrutura da comunidade zooplancônica (Cottenie et al., 2001; Cottenie & De Meester, 2003; Beisner et al., 2006). Uma segunda hipótese buscando explicar os elevados valores residuais pode ser proposta levando em consideração o delineamento utilizado neste estudo. Apenas duas amostras pontuais temporalmente (uma coleta em cada período) podem ser insuficientes para avaliar a dinâmica temporal destes organismos, acarretando em baixas relações com as características ambientais (Beisner et al., 2006; Soininen et al., 2007).

Ambas as medidas de distância (fluvial e euclidiana) foram importantes, durante o período de águas altas, para explicar a variação da comunidade zooplancônica. A dispersão do zooplâncton via curso do rio está indiretamente relacionada com a presença de macrófitas aquáticas que diminuem o transporte desses organismos da região litorânea, devido à redução da velocidade da corrente (Dodds & Biggs, 2002; Walks & Cyr, 2004). Como os lagos estudados praticamente não apresentam populações de macrófitas (observação realizada em campo), seria esperado que os organismos presentes nestes lagos fossem mais facilmente arrastados pelas correntes de águas, acarretando em um maior poder de explicação das variáveis espaciais baseadas na matriz de distâncias fluvial (Shurin & Havel, 2002).

Por outro lado, a distância espacial avaliada por meio da distância euclidiana entre os lagos também é importante. Invertebrados, incluindo organismos zooplancônicos, podem passar por estágios de dormência resistentes e dispersar por longas distâncias, principalmente através de pássaros (por meio da plumagem, sobre suas patas ou, até mesmo através do trato digestivo) (Brendonck & Riddoch, 1999; Green & Figuerola, 2005).

De qualquer forma, a dispersão dos organismos zooplancônicos pode ser limitada, uma vez que muitas espécies não conseguem sobreviver em sistemas lóticos (no caso, dispersão ao longo da calha fluvial) e também, muitas espécies de zooplâncton não são capazes de passar por estágios de dormência (dispersão “overland”) (ver Beisner et al., 2006 e suas referências). No entanto, a importância dos dois conjuntos de variáveis espaciais pode ser explicada, de maneira mais parcimoniosa, por uma sobreposição dessas métricas, isto é, as distâncias fluviais e euclidianas estão altamente correlacionadas devido à baixa sinuosidade do rio Araguaia (Latrubesse & Stevaux, 2002). De fato, um teste de Mantel entre as duas matrizes de distância, utilizando 10.000 randomizações, apresentou um r de 0,997 ($P < 0,001$).

Em planícies alagáveis, o pulso de inundação é a principal função de força que controla as condições ambientais locais e as interações da biota (Junk et al., 1989). Assim, a dispersão dos

organismos depende do nível de conectividade entre os lagos (que é expandida durante o período de águas altas) e da estratégia da história de vida (como, por exemplo, a existência formas, ao longo da ontogenia, capazes de dispersar via curso do rio e sobre os ambientes terrestres). Era esperada uma maior importância das variáveis ambientais durante o período de águas baixas, uma vez que os diferentes lagos estariam mais isolados (menor dispersão) e sob a maior influência das características locais (ambientes mais heterogêneos) (Junk et al., 1989). No entanto, os resultados não coadunaram com essa expectativa.

Os resultados deste estudo indicam que modelos de metacomunidades baseados na neutralidade podem ser tão importantes para explicar a estrutura da comunidade zooplancônica em lagos da planície de inundação do rio Araguaia quanto modelos baseados na teoria do nicho. No entanto, como em outros estudos de partição da variação de matrizes biológicas, as frações explicadas foram, em geral, baixas. Assim, particularmente para ambientes de planícies de inundação com elevada biodiversidade e que sofrem a ação de vários processos idiossincráticos, modelos gerais capazes de prever as variações espaciais das estruturas de comunidades biológicas são ainda, em grande parte, incipientes. Provavelmente, a adição de outras variáveis ambientais (e.g. predação, fragmentação da vegetação no entorno dos lagos) em estudos futuros pode aumentar a porcentagem de explicação dos preditores ambientais e, conseqüentemente, reduzir a fração não explicada.

CAPÍTULO 7 – PADRÕES DE CONCORDÂNCIA ENTRE OS GRUPOS DE ORGANISMOS ZOOPLANCTÔNICOS

7.1 – Introdução

Monitoramentos de ecossistemas aquáticos utilizam diferentes assembléias biológicas (preponderantemente, macrófitas aquáticas, fitoplâncton, zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos e peixes) e variáveis ambientais (pH, condutividade, oxigênio dissolvido, concentrações de nitrogênio e fósforo, etc) como indicadores da qualidade ambiental (Marmorek & Korman, 1993; Samecka-Cymerman & Kempers, 2002; Bonada et al., 2006; Odemis & Evrendilek, 2007). A escolha do grupo taxonômico é, geralmente, dependente do tipo de ecossistema monitorado (e.g., macroinvertebrados em riachos) e, em muitos casos, da disponibilidade de especialistas. Na prática, tendo em vista a escassez destes (Lee, 2000; Hopkins & Freckleton, 2002; Brito, 2004), apenas alguns grupos são analisados e, em geral, os resultados são extrapolados para os grupos de organismos que não estão sendo monitorados (ver discussões de Paavola et al., 2006; Kent et al., 2007).

No entanto, a validade do uso de grupos substitutos (“*surrogates*”), para diferentes fins práticos, tais como, detecção de impactos ambientais, avaliação da eficiência de estratégias de manejo e seleção de unidades de conservação (Saetersdal et al., 2004; Underwood & Fisher, 2006; Pinto et al., 2008), pressupõe a existência da concordância entre assembléias biológicas. A concordância entre assembléias pode ser definida como o nível de similaridade entre as estruturas das assembléias de diferentes grupos taxonômicos ao longo de vários pontos de monitoramento (Jackson & Harvey, 1993; Paszkowski & Tonn, 2000). Por exemplo, se as composições de espécies de duas assembléias, pertencentes a grupos taxonômicos distintos, ordenam os pontos de monitoramento de maneira similar, então, pode-se afirmar que estas são concordantes. A similaridade nas respostas populacionais aos diversos gradientes ambientais é o principal

mecanismo que poderia explicar a detecção da concordância entre assembléias (Paavola et al., 2003). Entretanto, outros mecanismos podem ser considerados, tais como predação (Shurin, 2001; Castilho-Noll & Arcifa, 2007).

Estas respostas compartilhadas são ecologicamente interessantes porque sugerem que grupos taxonômicos divergentes são controlados por alguns poucos fatores ambientais (Paavola et al., 2003). Além disso, assembléias concordantes são importantes para predição e monitoramento ambiental. Por exemplo, quando existe concordância, um determinado grupo pode ser usado para a predição da distribuição de um segundo grupo taxonômico. Paszkowski & Tonn (2006) avaliando a concordância entre cinco grupos tróficos de aves aquáticas em lagos do Canadá, encontraram padrões de concordância elevados e recomendaram a utilização de alguns grupos como bioindicadores das variações nas assembléias de aves como um todo. Especificamente, os impactos ambientais derivados de ações antrópicas poderiam ser quantificados com qualquer um dos grupos. Por outro lado, resultados divergentes anulariam as possibilidades de extrapolação e indicariam a existência de fatores ambientais distintos que controlam os diferentes grupos (Figura 7.1).

Além do mais, a utilização de grupos indicadores deve considerar casos em que dois grupos taxonômicos apresentam padrões de ordenação concordantes entre si e diferentes padrões com as variáveis ambientais. Neste caso, a ausência de relação com as variáveis ambientais pode ser entendida como a exclusão de variáveis ambientais que determinam concordância, ou por efeito de interações bióticas (e.g. predação) ou por relações espúrias entre os grupos.

Por fim, a utilização de certos grupos taxonômicos como *surrogates* na seleção de unidades de conservação seria válida apenas se existisse um elevado nível de concordância entre diferentes grupos de organismos (Pinto et al., 2008). Este capítulo objetiva avaliar o nível de concordância entre (i) os diferentes grupos de organismos que constituem a comunidade zooplantônica (tecameba, rotífero, cladóceros e copépodes), (ii) entre estes grupos e as variáveis

ambientais e (iii) a concordância temporal (entre os períodos de águas altas e baixas) de cada conjunto de dados (grupos zooplancctônicos e variáveis ambientais). Em outras palavras, as seguintes questões foram avaliadas: (i) a estrutura da comunidade de um determinado grupo de zooplâncton pode ser utilizada para prever a estrutura da comunidade de outro grupo qualquer ou da variação ambiental existente na planície de inundação? (ii) a estrutura espacial da comunidade de um grupo, durante o período de águas altas, é concordante com aquela observada durante o período de águas baixas?

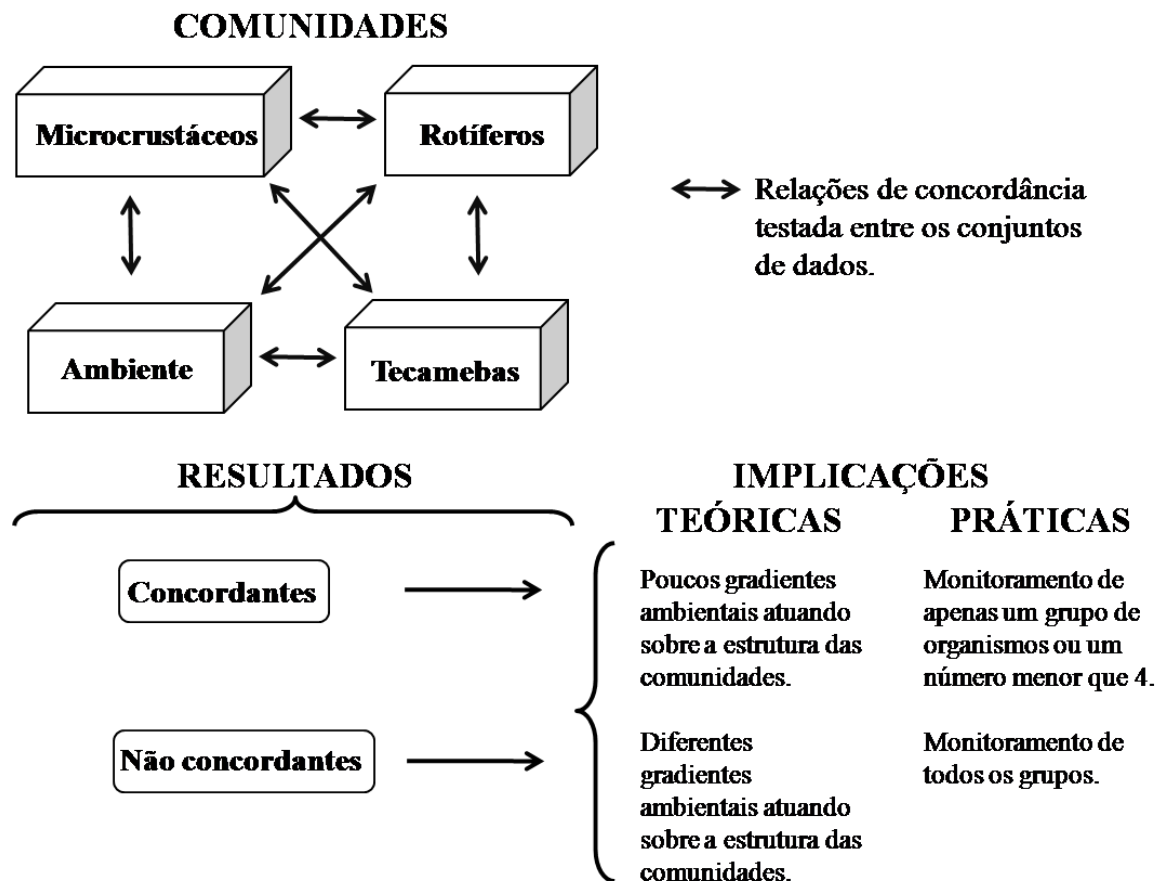


Figura 7.1 – Esquema da análise de concordância entre as comunidades de rotíferos, tecamebas, microcrustáceos (cladóceros e copépodes), entre as comunidades e as variáveis ambientais e as principais implicações dependentes dos resultados.

Espera-se que os maiores valores de concordâncias sejam encontrados entre copépodes e cladóceros, devido a maior relação filogenética entre esses grupos e, conseqüentemente, maior

semelhança em suas histórias de vida (e.g. ciclos de vida mais longos do que rotíferos e tecamebas e requerimentos ambientais similares, Dole-Olivier et al., 2000; Ricci & Balsamo, 2000). Além disso, espera-se encontrar relações mais concordantes entre os grupos e variáveis ambientais durante a estação de águas baixas, pois neste período os ambientes sofrem menor influência de correntes de água (que é considerada um efeito perturbador para a comunidade zooplanctônica) e, devido aos lagos estarem mais isolados, estes tendem a seguir trajetórias diferenciadas de suas características ambientais.

Durante o processo de isolamento dos lagos, entre os períodos de vazante e águas baixas, as variáveis ambientais e os atributos de uma comunidade biológica podem seguir distintas trajetórias temporais em decorrência de processos idiossincráticos que ocorrem nos diferentes lagos (Thomaz et al., 2007). Assim, é esperado que a capacidade de predição das características abióticas e bióticas de um período, utilizando os dados obtidos em uma fase do ciclo hidrológico diferente seja baixa.

7.2 – Análise de dados

Análises de Correspondência “Detrended” (DCA; Hill & Gauch, 1980) foram realizadas para resumir os padrões espaciais na densidade e composição das comunidades zooplanctônicas (tecamebas, rotíferos, cladóceros e copépodes) nos lagos estudados em cada período (águas altas e baixas). Antes de realizar as DCAs, os dados de densidade foram transformados em logaritmos (Log densidade +1). Os padrões espaciais das variáveis ambientais foram resumidos através de Análises de Componentes Principais (PCA; Legendre & Legendre, 1998).

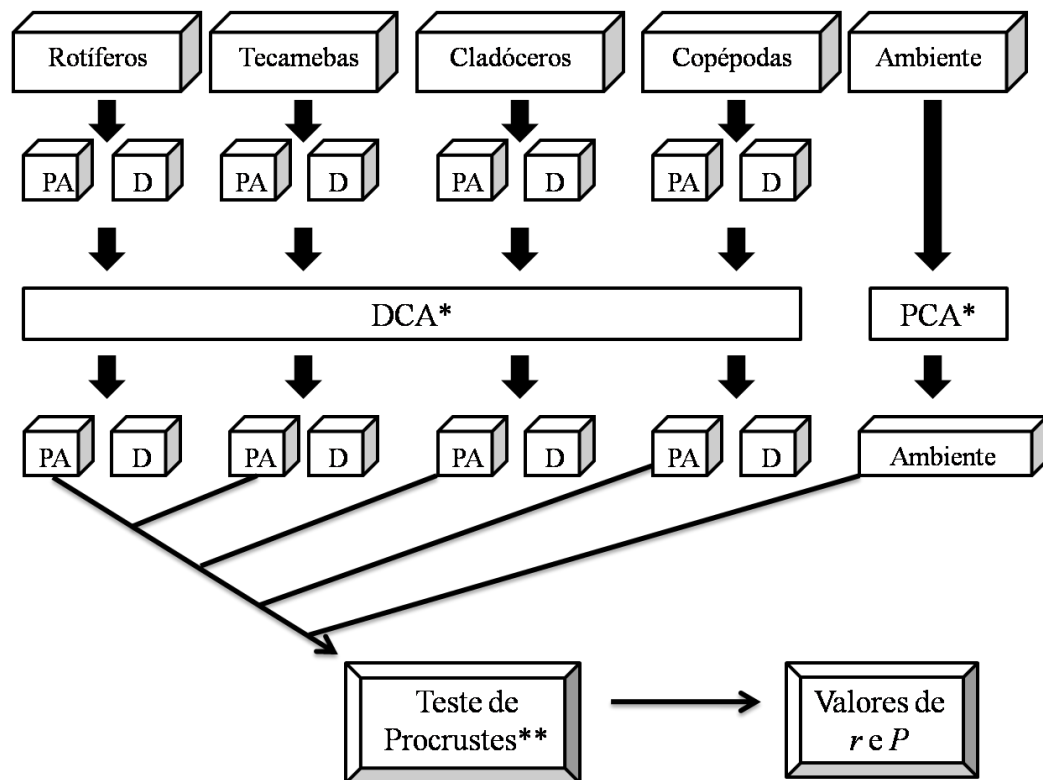
Para avaliar o nível de concordância entre os grupos zooplanctônicos analisados (tecamebas, rotíferos, cladóceros e copépodes) e entre estes e as variáveis ambientais, os escores dos primeiros quatro eixos derivados das DCAs e PCAs, calculados separadamente para cada

grupo e em cada período foram utilizados em uma Análise de Procrustes (Peres-Neto & Jackson, 2001). Esta análise fornece uma medida de concordância (r) semelhante à correlação (variando entre 0 e 1) ou de distância (m^2) cuja significância (PROTEST) é testada por métodos de Monte Carlo (Jackson, 1995) (Figura 7.2). A conversão entre as duas estatísticas é feita por meio da seguinte equação (Peres-Neto & Jackson, 2001):

$$r = \sqrt{1 - m^2} \quad \text{Eq.7.1}$$

As análises descritas acima foram realizadas no software gratuito R program 2.7.1 (R Development Core Team, 2007), utilizando os pacotes Vegan e STATS (apenas para PCA) e as funções decorana, princomp e procrustes. A significância da estatística de Procrustes (r) foi avaliada por meio de 10.000 permutações. Um roteiro detalhado com os procedimentos do R necessários para realizar estas análises é fornecido no Apêndice B.

Com os métodos descritos acima, uma análise de concordância temporal também foi realizada entre os períodos de águas altas e baixas, para cada conjunto de variáveis (tecamebas, rotíferos, cladóceros, copépodes e variáveis ambientais).



*Obtenção dos escores dos eixos 1 ao 4.

**Apenas alguns pares foram mostrados

Figura 7.2 – Fluxograma com as principais etapas utilizadas para realizar a Análise de Procrustes. PA = escores obtidos com dados de presença/ausência de espécies; D = escores obtidos com dados de densidade. Adaptado de Paavola et al. (2006).

7.3 – Resultados

Utilizando os dados de densidade, cladóceros e copépodos apresentaram os maiores valores de concordância nos dois períodos hidrológicos (Tabela 7.1). Os cladóceros também apresentaram padrões de ordenação concordantes com tecamebas durante as águas altas. Em relação às variáveis ambientais, relações significativas foram encontradas com tecamebas no período de águas altas e com cladóceros e rotíferos no período de águas baixas (Tabela 7.1).

Considerando os dados de presença/ausência, as tecamebas, durante o período de águas altas, além de apresentarem padrões de ordenação concordantes com cladóceros e com as variáveis ambientais (como observado com dados de densidade), também apresentaram concordância com copépodos (Tabela 7.2). Durante o período de águas baixas, semelhantemente

ao observado com os dados de densidade, os rotíferos apresentaram relação concordante com as variáveis ambientais, cladóceros e copépodes (Tabela 7.2).

Tabela 7.1 – Resultados da Análise de Procrustes (valore de “*r*” abaixo da diagonal principal) e dos testes de significância (valores de *P*, acima da diagonal principal) utilizando dados de densidade para cada grupo constituinte da comunidade zooplanctônica.

Águas Altas					
	Rotíferos	Tecameba	Cladóceros	Copépodes	Var. Ambient.
Rotíferos	#	0,224	0,118	0,289	0,293
Tecameba	0,39	#	0,046	0,225	0,011
Cladóceros	0,42	0,45	#	< 0,001	0,007
Copépodes	0,38	0,38	0,56	#	0,476
Var. Ambient.	0,39	0,49	0,51	0,35	#
Águas Baixas					
	Rotíferos	Tecameba	Cladóceros	Copépodes	Var. Ambient.
Rotíferos	#	0,299	0,357	0,613	0,041
Tecameba	0,38	#	0,123	0,648	0,077
Cladóceros	0,36	0,40	#	0,009	0,016
Copépodes	0,33	0,31	0,51	#	0,255
Var. Ambient.	0,47	0,44	0,48	0,39	#

Tabela 7.2 – Resultados da Análise de Procrustes (valore de “*r*” abaixo da diagonal principal) e dos testes de significância (valores de *P*, acima da diagonal principal) utilizando dados de presença/ausência de espécies para cada grupo constituinte da comunidade zooplanctônica.

Águas Altas					
	Rotíferos	Tecameba	Cladóceros	Copépodes	Var. Ambient.
Rotíferos	#	0,288	0,465	0,574	0,362
Tecameba	0,38	#	0,026	0,022	< 0,001
Cladóceros	0,37	0,48	#	0,169	0,098
Copépodes	0,33	0,48	0,41	#	0,134
Var. Ambient.	0,38	0,57	0,44	0,42	#
Águas Baixas					
	Rotíferos	Tecameba	Cladóceros	Copépodes	Var. Ambient.
Rotíferos	#	0,640	0,337	0,377	0,036
Tecameba	0,33	#	0,162	0,234	0,240
Cladóceros	0,37	0,41	#	0,019	0,224
Copépodes	0,38	0,40	0,48	#	0,596
Var. Ambient.	0,47	0,40	0,39	0,34	#

As densidades totais de cladóceros e copépodes foram positiva e significativamente correlacionadas durante os dois períodos hidrológicos (Figura 7.3). Desta forma, lagos com maiores densidades de cladóceros também apresentaram maiores valores de copépodes (relação evidenciada principalmente durante a estação de águas altas).

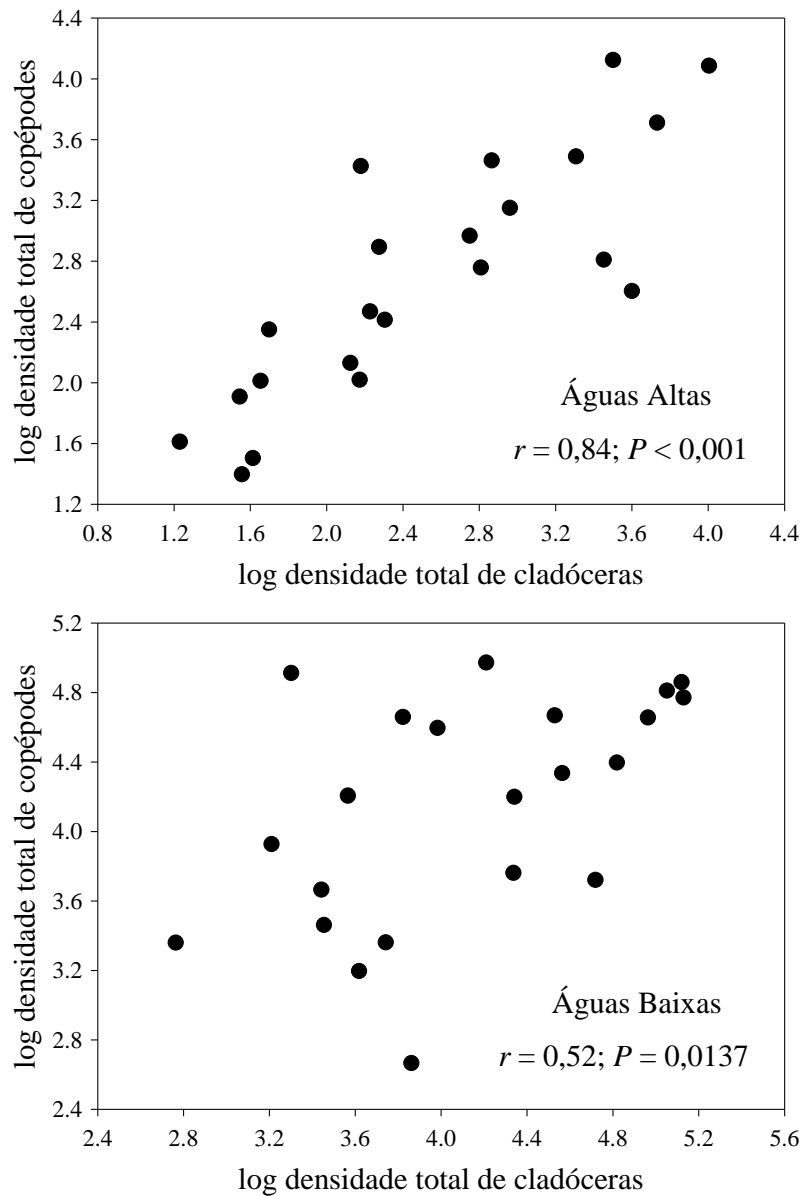


Figura 7.3 – Relações entre as densidades totais de cladóceros e copépodes durante o período de águas altas e baixas. Os coeficientes de correlação de Pearson estão inseridos nas Figuras.

Padrões de concordância temporal foram encontrados apenas para dados de densidades e presença/ausência de espécies de rotíferos (Tabela 7.3) e para as variáveis ambientais ($r = 0,64$; $P < 0,001$).

Tabela 7.3 – Resultados da análise de concordância temporal (entre os períodos hidrológicos) de cada grupo constituinte da comunidade zooplânctônica e das variáveis ambientais.

	Densidade		Presença/ausência	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Rotíferos	0.505	0.0104	0.455	0.0665
Tecameba	0.383	0.2296	0.403	0.1712
Cladóceros	0.356	0.3045	0.313	0.6917
Copépodes	0.439	0.0799	0.346	0.4527

7.4 – Discussão

Em vista da necessidade crescente de avaliações dos impactos ambientais de origem antrópica, a busca por grupos taxonômicos ou espécies indicadoras (“*surrogates*”) tem se tornado o foco de diversos estudos ecológicos (Bini et al., 2007; Pinto et al., 2008; Bini et al., 2008; Wiens et al., 2008). O uso de grupos indicadores pode aumentar a eficiência dos programas de monitoramento ambiental, em vista de uma redução da necessidade de se monitorar vários grupos, o que acarretaria a redução de gastos financeiros. Esse é um aspecto primordial em países com escassez de recursos e com grandes áreas geográficas, como o Brasil. Entretanto, os níveis de concordância devem ser elevados, caso contrário, avaliações baseadas em alguns grupos podem levar a conclusões errôneas sobre padrões de biodiversidade de outros grupos taxonômicos, resultando em medidas de conservação inapropriadas (Paavola et al., 2003).

A princípio, os estudos sobre concordância entre comunidades devem considerar a escala espacial (Jackson et al., 2001; Paavola et al., 2003; Paavola et al., 2006; Bini et al., 2008; Bowman et al., 2008). Segundo Jackson et al. (2001), detectar relações entre comunidades em pequenos sistemas pode ser problemático devido a maior variabilidade das condições ambientais locais em

relação a maiores sistemas (e.g. o gradiente ambiental gerado ao longo da extensão de um rio). Todavia, na presença de fortes conexões ecológicas (e.g. peixes e insetos se refugiando em bancos de macrófitas), a concordância entre grupos em uma escala local menor pode ser detectada (Heino, 2002).

Por outro lado, estudos compreendendo grandes escalas geográficas (e.g., diferentes planícies de inundação ou diversos reservatórios pertencentes a diferentes bacias hidrográficas) garantem longos gradientes ambientais, aumentando assim o poder de detectar relações entre fatores ambientais e a diversidade beta (Bini et al., 2008). Apesar desse estudo ter sido realizado em uma mesma planície de inundação, a distância máxima entre os lagos é de 259 km em linha reta e cerca de 346 km via curso do rio. Logo, a escala espacial adotada foi suficiente para garantir variabilidade ambiental entre os lagos amostrados (ver resultados apresentados no Capítulo 6).

Embora existam diversos estudos que apontam para uma forte concordância entre comunidades de variados grupos taxonômicos (Jackson & Harvey, 1993; Kilgour & Barton, 1999; Heino, 2002; Paavola et al., 2006; Paszkowski & Tonn, 2006; Bini et al., 2008), os resultados obtidos no presente estudo sugerem que os valores de concordância significativos foram intermediários, com o r de Procrustes variando entre 0,45 e 0,57. Além disso, o nível de concordância dependeu da resolução numérica dos dados (densidade ou composição de espécies) e do período hidrológico.

Copépodes e cladóceros foram os grupos com maiores níveis de concordância. Embora existam diversas diferenças biológicas e ecológicas, o resultado encontrado pode ser atribuído a maior relação filogenética e semelhança nos requerimentos ambientais entre estes grupos do que entre rotíferos e tecamebas (Dole-Olivier et al., 2000). Relações significativas entre cladóceros e copépodes também foram encontradas por Bini *et al.* (2008) em um estudo compreendendo 30 reservatórios localizados no Estado do Paraná – Brasil. Baseados em seus resultados, eles sugerem a utilização de um dos grupos zooplanctônicos como indicador (ou “*surrogate*”) dos

demais em monitoramentos ambientais, visto que os padrões na estrutura da assembléia entre os diferentes grupos (no caso, cladóceros, copépodes e rotíferos) foram concordantes. Entretanto, ao converter os valores da estatística m^2 (fornecidas pelos autores) em estatística r (apresentada neste capítulo), torna-se evidente que os valores de concordância encontrados por Bini *et al.* (2008) são nitidamente mais elevados (valores variando entre 0,52 – 0,72, comparados com 0,45 – 0,57, obtidos nesse estudo). Assim, para a planície de inundação do Médio rio Araguaia, os resultados sugerem que não seria recomendável utilizar a abordagem de grupos indicadores ou substitutos. Resultados semelhantes foram obtidos em diferentes sistemas aquáticos do mundo considerando outros grupos taxonômicos (Allen *et al.*, 1999; Heino *et al.*, 2003).

A falta de concordância entre os demais grupos (tecamebas e rotíferos entre si e com os demais) sugere que estes tendem a responder a diferentes gradientes ambientais. A falta de relações entre os grupos analisados e as variáveis ambientais pode ser explicada, provavelmente, devido a não mensuração de alguma variável ambiental local importante (e.g. predação ou velocidade da corrente) ou devido à predominância de processos neutros (e.g. dispersão, ver resultados no Capítulo 6).

Mesmo após o efeito do pulso de inundação, que é a principal função de força que afeta as características ambientais e biológicas em planícies de inundação (Junk *et al.*, 1989), rotíferos e variáveis ambientais apresentaram padrões de ordenações temporalmente estáveis. Apesar da significância estatística, os baixos valores de concordância e também a ausência de concordância temporal para cladóceros, tecamebas e copépodes demonstram uma forte re-estruturação das comunidades nos diferentes lagos após o pulso de inundação. Assim, as composições de espécies de um mesmo lago podem diferir entre as fases do ciclo hidrológico em função de processos locais que atuam independentemente nestes lagos, tais como, aumento da turbidez causada por atividade de peixes bentônicos e detritívoros em lagos rasos (Scheffer *et al.*, 2003), taxas de decomposição (Langhans *et al.*, 2008) e histórias de colonização diferenciadas (Thomaz *et al.*, 2007).

A falta de estabilidade temporal entre os padrões de ordenação gerados para um determinado grupo, mesmo que esse estudo tenha sido realizado durante apenas dois momentos de um ciclo hidrológico, apresentam algumas implicações importantes em relação ao uso métodos de complementaridade (Williams et al., 1996; Margules & Pressey, 2000; Diniz et al., 2006), freqüentemente, utilizados no planejamento sistemático de conservação. Supondo que estes métodos sejam aplicados utilizando inventários de biodiversidade baseados em avaliações rápidas e que um conjunto de lagos seja selecionado para formar uma rede de unidades de conservação, com o objetivo de representar todas as espécies em áreas protegidas, poder-se-ia indagar se essa rede é estável. Em outras palavras, os padrões de complementaridade são mantidos após os efeitos de re-estruturação decorrentes da alternância das fases do ciclo hidrológicos? De acordo com os resultados obtidos nesse estudo, a resposta para esse questionamento seria não e, dessa forma, a seleção de unidades de conservação deveria considerar que os padrões de re-organização das comunidades biológicas ocorrem anualmente e que nenhuma estratégia de conservação seria bem sucedida se o regime hidrológico não for “preservado”.

Por fim, os poucos padrões concordantes, tanto espacial quanto temporal, entre os grupos de organismos foram relativamente baixos, sugerindo a não utilização de qualquer um destes grupos como indicadores de algum outro na planície de inundação estudada.

CAPÍTULO 8 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar do crescente interesse nos estudos das planícies de inundação em todo o mundo, poucos são os trabalhos realizados e publicados na planície de inundação do rio Araguaia. A também crescente expansão da fronteira agrícola e conseqüentemente degradação ambiental nesta região chama a atenção sobre a importância de ações (governamentais ou não) buscando sua preservação.

Até julho de 2008, nenhum trabalho sobre a comunidade de zooplâncton desta planície foi publicado em periódicos indexados no “Thomson ISI Web of Science” (<http://portal.isiknowledge.com>). Portanto, a lista de ocorrência de 184 espécies de organismos zooplanctônicas, sendo 43 de tecamebas, 91 de rotíferos, 36 de cladóceros e 14 de copépodes) pode ser considerada como a primeira e mais básica contribuição deste estudo.

Em seqüência, os resultados apresentados neste estudo colaboram com o aperfeiçoamento dos delineamentos de amostragem da comunidade zooplanctônica, sugerindo que amostragens em apenas um ambiente (litorâneo ou limnético) dos lagos do rio Araguaia podem ser realizadas sem ocorrer, necessariamente, em estimativas de riqueza de espécies zooplanctônicas subestimadas. Além disso, destaca-se que delineamentos de amostragem e planejamentos estratégicos de conservação devem considerar a influência do processo de inundação periódica neste ecossistema, pois tal processo é capaz de diferenciar claramente a comunidade zooplanctônica e as características ambientais dos lagos estudados.

A estrutura da comunidade zooplanctônica nos lagos do Médio rio Araguaia, considerando um contexto de metacomunidades, pode ser explicada por modelos baseados na neutralidade e na teoria do nicho. Por conseguinte, as características ambientais locais e processos de dispersão de organismos foram importantes em explicar a variação da comunidade. No entanto, as frações

explicadas foram baixas, sugerindo que outras variáveis não avaliadas por este estudo podem estar exercendo uma influência maior na estruturação desta comunidade.

Apenas algumas ordenações das unidades de amostragem em relação as suas características biológicas e ambientais apresentaram padrões concordantes e estes, quando significativos, foram baixos. Estes resultados indicam que a presença de padrões gerais em planícies de inundação pode ser problemática e, portanto os programas de conservação e/ou monitoramento ambiental devem considerar as características particularidades de cada planície de inundação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, C. V. Minte-Vera & K. O. Winemiller, 2000. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In Gopal, B., W. J. Junk & J. A. Davis (eds), *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 89-118.
- Alajarvi, E. & J. Horppila, 2004. Diel variations in the vertical distribution of crustacean zooplankton and food selection by planktivorous fish in a shallow turbid lake, *International Review of Hydrobiology* 89: 238-249.
- Allen, A. P., T. R. Whittier, D. P. Larsen, P. R. Kaufmann, R. J. O'Connor, R. M. Hughes, R. S. Stemberger, S. S. Dixit, R. O. Brinkhurst, A. T. Herlihy & S. G. Paulsen, 1999. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 2029-2040.
- Almeida, V. L. S., M. E. L. Larrazábal, A. N. Moura & M. M. Júnior, 2006. Rotifera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil, *Iheringia* 94: 445-451.
- Anderson, G. C., G. W. Comita & V. Engstromheg, 1955. A Note on the Phytoplankton-Zooplankton Relationships in 2 Lakes in Washington, *Ecology* 36: 757-759.
- Aquino, S., Stevaux J.C. & Latrubesse E.M., 2005. Regime hidrológico e aspectos do comportamento morfohidráulico do Rio Araguaia, *Revista Brasileira de Geomorfologia* 2: 29-41.
- Baranyi, C., T. Hein, C. Holarek, S. Keckeis & F. Schiemer, 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology, *Freshwater Biology* 47: 473-482.
- Bayley, P. B., 1995. Understanding Large River Floodplain Ecosystems, *Bioscience* 45: 153-158.
- Beisner, B. E., P. R. Peres, E. S. Lindstrom, A. Barnett & M. L. Longhi, 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish, *Ecology* 87: 2985-2991.
- Bilton, D. T., J. R. Freeland & B. Okamura, 2001. Dispersal in freshwater invertebrates, *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 159-181.
- Bini, L. M., L. C. F. da Silva, L. F. M. Velho, C. C. Bonecker & F. A. Lansac-Toha, 2008. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs, *Hydrobiologia* 598: 247-255.
- Bini, L. M., L. F. M. Velho & F. A. Lansac-Toha, 2003. The effect of connectivity on the relationship between local and regional species richness of testate amoebae (protozoa, rhizopoda) in floodplain lagoons of the Upper Parana River, Brazil, *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 24: S145-S151.
- Bini, L. M., L. C. G. Vieira, J. Machado & L. F. M. Velho, 2007. Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond, *International Review of Hydrobiology* 92: 9-22.

- Bohonak, A. J. & D. G. Jenkins, 2003. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates, *Ecology Letters* 6: 783-796.
- Bonada, N., N. Prat, V. H. Resh & B. Statzner, 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches, *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Toha & D. C. Rossa, 1998. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Parana River floodplain, state of Mate Grosso do Sul, Brazil, *Brazilian Archives of Biology and Technology* 41: 447-456.
- Bonecker, C. C. & F. A. LansacToha, 1996. Community structure of rotifers in two environments of the upper River Parana floodplain (MS) - Brazil, *Hydrobiologia* 325: 137-150.
- Borcard, D. & P. Legendre, 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices, *Ecological Modelling* 153: 51-68.
- Borcard, D., P. Legendre, C. Avois-Jacquet & H. Tuomisto, 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales, *Ecology* 85: 1826-1832.
- Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976. Review of Some Problems in Zooplankton Production Studies, *Norwegian Journal of Zoology* 24: 419-456.
- Bowman, M. F., R. Ingram, R. A. Reid, K. M. Somers, N. D. Yan, A. M. Paterson, G. E. Morgan & J. M. Gunn, 2008. Temporal and spatial concordance in community composition of phytoplankton, zooplankton, macroinvertebrate, crayfish, and fish on the Precambrian Shield, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 919-932.
- Brendonck, L. & B. J. Riddoch, 1999. Wind-borne short-range egg dispersal in anostracans (Crustacea : Branchiopoda), *Biological Journal of the Linnean Society* 67: 87-95.
- Brito, D., 2004. Lack of adequate taxonomic knowledge may hinder endemic mammal conservation in the Brazilian Atlantic Forest, *Biodiversity and Conservation* 13: 2135-2144.
- Burks, R. L., D. M. Lodge, E. Jeppesen & T. L. Lauridsen, 2002. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral, *Freshwater Biology* 47: 343-365.
- Carvalho, P., L. M. Bini, S. M. Thomaz, L. G. Oliveira, B. Robertson, W. L. G. Tavechio & A. J. Darwisch, 2001. Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons, *Acta Scientiarum* 23: 265-173.
- Carvalho, P., S. M. Thomaz & L. M. Bini, 2003. Effects of water level, abiotic and biotic factors on bacterioplankton abundance in lagoons of a tropical floodplain (Parana River, Brazil), *Hydrobiologia* 510: 67-74.
- Castilho-Noll, M. S. M. & M. S. Arcifa, 2007. Mesocosm experiment on the impact of invertebrate predation on zooplankton of a tropical lake, *Aquatic Ecology* 41: 587-598.
- Castro, B. B., S. M. Marques & F. Goncalves, 2007. Habitat selection and diel distribution of the crustacean zooplankton from a shallow Mediterranean lake during the turbid and clear water phases, *Freshwater Biology* 52: 421-433.

- Cazzanelli, M., T. P. Warming & K. S. Christoffersen, 2008. Emergent and floating-leaved macrophytes as refuge for zooplankton in a eutrophic temperate lake without submerged vegetation, *Hydrobiologia* 605: 113-122.
- Cerbin, S., D. J. Balayla & W. J. Van de Bund, 2003. Small-scale distribution and diel vertical migration of zooplankton in a shallow lake (Lake Naardermeer, the Netherlands), *Hydrobiologia* 491: 111-117.
- Connell, J. H., 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs, *Science* 199: 1302-1310.
- Cottenie, K. & L. De Meester, 2003. Connectivity and cladoceran species richness in a metacommunity of shallow lakes, *Freshwater Biology* 48: 823-832.
- Cottenie, K., E. Michels, N. Nuytten & L. De Meester, 2003. Zooplankton metacommunity structure: Regional vs. local processes in highly interconnected ponds, *Ecology* 84: 991-1000.
- Cottenie, K., N. Nuytten, E. Michels & L. De Meester, 2001. Zooplankton community structure and environmental conditions in a set of interconnected ponds, *Hydrobiologia* 442: 339-350.
- Cruzpizarro, L., I. Reche & P. Carrillo, 1994. Plankton Dynamics in A High-Mountain Lake (Las-Yeguas, Sierra-Nevada, Spain) - Indirect Evidence of Ciliates As Food Source of Zooplankton, *Hydrobiologia* 274: 29-35.
- Cushing, D. H., 1955. Some Experiments on the Vertical Migration of Zooplankton, *Journal of Animal Ecology* 24: 137-166.
- Deflandre, G., 1928. Le genre *Arcella* Ehrenberg, *Archiv fur Protistenkunde* 64: 152-287.
- Deflandre, G., 1929. Le genre *Centropyxis* Stein, *Archiv fur Protistenkunde* 67: 322-375.
- Diniz, J. A. F. & L. M. Bini, 2005. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters, *Global Ecology and Biogeography* 14: 177-185.
- Diniz, J. A. F., L. M. Bini, M. P. Pinto, T. F. L. V. Rangel, P. Carvalho & R. P. Bastos, 2006. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado, *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 29: 9-15.
- Dodds, W. K. & B. J. F. Biggs, 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture, *Journal of the North American Benthological Society* 21: 2-15.
- Dole-Olivier, M. J., D. M. P. Galassi, P. Marmonier & M. C. Des Chatelliers, 2000. The biology and ecology of lotic microcrustaceans, *Freshwater Biology* 44: 63-91.
- Dray, S., P. Legendre & P. R. Peres-Neto, 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM), *Ecological Modelling* 196: 483-493.
- Dufrene, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach, *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Duggan, I. C., 2001. The ecology of periphytic rotifers, *Hydrobiologia* 446: 139-148.

- Duggan, I. C., J. D. Green, K. Thompson & R. J. Shiel, 2001. The influence of macrophytes on the spatial distribution of littoral rotifers, *Freshwater Biology* 46: 777-786.
- Dussart, B. H. & S. M. Frutos, 1985. Sur quelques copépodes d'Argentine, *Revista de biologia tropical* 18: 305-314.
- Elmoor-Loureiro, L. M. A., 1997. Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil. Editora Universa, Brasília.
- Esteves, F. A., 1998. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.
- Finlay, K., B. E. Beisner, A. Patoine & B. Pinel-Alloul, 2007. Regional ecosystem variability drives the relative importance of bottom-up and top-down factors for zooplankton size spectra, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 516-529.
- Fulone, L. J., L. C. G. Vieira, L. F. M. Velho & A. F. Lima, 2008. Influence of depth and rainfall on testate amoebae (Protozoa Rhizopoda) composition from two streams in northwestern São Paulo State, *Acta Limnologica Brasiliensia* 20: 29-34.
- Gasiunaite, Z. R. & A. Razinkovas, 2004. Temporal and spatial patterns of crustacean zooplankton dynamics in a transitional lagoon ecosystem, *Hydrobiologia* 514: 139-149.
- Gauthier-lievre, L. & R. Thomas, 1958. Le genres *Diffflugia*, *Pentagonia*, *Maghrebica* et *Hoogenraadia* (Rhizopodes Testacés) en Afrique, *Archiv für Protistenkunde* 103: 1-370.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohmstad, 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters*. Blackwell Scientific Publication. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Gotelli, N. J. & R. K. Colwell, 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness, *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Gotelli, N. J. & G. R. Graves, 1996. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Green, A. J. & J. Figuerola, 2005. Recent advances in the study of long-distance dispersal of aquatic invertebrates via birds, *Diversity and Distributions* 11: 149-156.
- Griffith, D. A. & P. R. Peres-Neto, 2006. Spatial modeling in ecology: The flexibility of eigenfunction spatial analyses, *Ecology* 87: 2603-2613.
- Hale, B. W. & M. S. Adams, 2007. Ecosystem management and the conservation of river-floodplain systems, *Landscape and Urban Planning* 80: 23-33.
- Hansson, L. A., S. Gustafsson, K. Rengefors & L. Bomark, 2007. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition, *Freshwater Biology* 52: 1290-1301.
- Hart, R. C., 1992. Experimental Studies of Food and Suspended Sediment Effects on Growth and Reproduction of 6 Planktonic Cladocerans, *Journal of Plankton Research* 14: 1425-1448.
- Hazelwood, D. & R. A. Parker, 1961. Population-Dynamics of Some Fresh-Water Zooplankton, *Ecology* 42: 266-&.

- Heino, J., 2002. Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective, *Biodiversity and Conservation* 11: 137-147.
- Heino, J., T. Muotka, R. Paavola & L. Paasivirta, 2003. Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using single taxonomic groups?, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1039-1049.
- Heino, J. & R. Virtanen, 2006. Relationships between distribution and abundance vary with spatial scale and ecological group in stream bryophytes, *Freshwater Biology* 51: 1879-1889.
- Helland, I. P., J. Freyhof, P. Kasprzak & T. Mehner, 2007. Temperature sensitivity of vertical distributions of zooplankton and planktivorous fish in a stratified lake, *Oecologia* 151: 322-330.
- Hessen, D. O., V. Bakkestuen & B. Walseng, 2007. Energy input and zooplankton species richness, *Ecography* 30: 749-758.
- Hill, M. O. & H. G. Gauch, 1980. Detrended Correspondence-Analysis - An Improved Ordination Technique, *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hopkins, G. W. & R. P. Freckleton, 2002. Declines in the numbers of amateur and professional taxonomists: implications for conservation, *Animal Conservation* 5: 245-249.
- Horn, H. S., 1975. Markovian Processes of Forest Succession. In Cody, M. L. & J. M. C. P. Diamond (eds), *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press VL - EN -, 196-211.
- Hubbell, S. P., 2001. *A Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Hutchinson, G. E., 1957. *Population Studies - Animal Ecology and Demography - Concluding Remarks*, Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 22: 415-427.
- Iglesias, C., G. Goyenola, N. Mazzeo, M. Meerhoff, E. Rodo & E. Jeppesen, 2007. Horizontal dynamics of zooplankton in subtropical Lake Blanca (Uruguay) hosting multiple zooplankton predators and aquatic plant refuges, *Hydrobiologia* 584: 179-189.
- Jack, J. D. & J. H. Thorp, 2002. Impacts of fish predation on an Ohio River zooplankton community, *Journal of Plankton Research* 24: 119-127.
- Jackson, D. A., 1995. Procrustes - A Procrustean Randomization Test of Community Environment Concordance, *Ecoscience* 2: 297-303.
- Jackson, D. A. & H. H. Harvey, 1993. Fish and Benthic Invertebrates - Community Concordance and Community Environment Relationships, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2641-2651.
- Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto & J. D. Olden, 2001. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 157-170.
- Junk, W. J., 2002. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands, *Environmental Conservation* 29: 414-435.

- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems, *Proceedings of the International Large River Symposium* 110-127.
- Junk, W. J., M. Brown, I. C. Campbell, M. Finlayson, B. Gopal, L. Ramberg & B. G. Warner, 2006. The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis, *Aquatic Sciences* 68: 400-414.
- Kalff, J., 2003. *Limnology*. Prentice Hall.
- Kent, A. D., A. C. Yannarell, J. A. Rusak, E. W. Triplett & K. D. McMahon, 2007. Synchrony in aquatic microbial community dynamics, *Isme Journal* 1: 38-47.
- Kilgour, B. W. & D. R. Barton, 1999. Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canada, *Freshwater Biology* 41: 553-566.
- Kirk, K. L., 1991. Suspended Clay Reduces Daphnia Feeding Rate - Behavioral Mechanisms, *Freshwater Biology* 25: 357-365.
- Kirk, K. L. & J. J. Gilbert, 1990. Suspended Clay and the Population-Dynamics of Planktonic Rotifers and Cladocerans, *Ecology* 71: 1741-1755.
- Koenings, J. P., R. D. Burkett & J. M. Edmundson, 1990. The Exclusion of Limnetic Cladocera from Turbid Glacier-Meltwater Lakes, *Ecology* 71: 57-67.
- Korinek, V., 1981. *Diaphanosoma-Birgei* N-Sp (Crustacea, Cladocera) - A New Species from America and Its Widely Distributed Subspecies *Diaphanosoma-Birgei* Ssp *Lacustris* N-Ssp, *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 59: 1115-1121.
- Koste, W., 1972. Rotatorien aus Gewässern Amazoniens, *Amazoniana* 3: 258-505.
- Koste, W., 1978. *Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. 2 vols.* Borntraeger, Stuttgart.
- Langhans, S. D., S. D. Tiegs, M. O. Gessner & K. Tockner, 2008. Leaf-Decomposition Heterogeneity across a Riverine Floodplain Mosaic, *Aquatic Sciences* 1-10.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker, L. F. M. Velho & A. F. Lima, 1997. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplânctônica. In Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *A planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, Maringá: 117-155.
- Latrubesse, E. M., M. L. Amsler & R. P. d. Morais, 2007. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river tremendous deforestation in the South American tropics: the Araguaia case., *Earth Surface Process and Landforms*.
- Latrubesse, E. M. & J. C. Stevaux, 2002. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil, *Zeitschrift für Geomorphologie N. F.* 129: 109-127.
- Latrubesse, E. M. & J. C. Stevaux, 2006. Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do rio Araguaia, Brasil Central, *Revista UnG - Geociências* 5: 65-73.
- Lee, M. S. Y., 2000. A worrying systematic decline, *Trends in Ecology & Evolution* 15: 346.

- Legendre, P., 2007. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis, *Journal of Plant Ecology* 1-6.
- Legendre, P., D. Borcard & P. R. Peres-Neto, 2005. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data, *Ecological Monographs* 75: 435-450.
- Legendre, P. & E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data, *Oecologia* 129: 271-280.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology, *Ecology Letters* 7: 601-613.
- Lima, A. F., F. A. Lansac-Toha, L. F. M. Velho & L. M. Bini, 1998. Environmental influence on planktonic cladocerans and copepods in the floodplain of the Upper River Parana, Brazil, *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 33: 188-196.
- Lind, O. T., R. Doyle, D. S. Vodopich, B. G. Trotter, J. G. Limon & L. Davaloslind, 1992. Clay Turbidity - Regulation of Phytoplankton Production in A Large, Nutrient-Rich Tropical Lake, *Limnology and Oceanography* 37: 549-565.
- Magurran, A. E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden.
- Manatunge, J., T. Asaeda & T. Priyadarshana, 2000. The influence of structural complexity on fish-zooplankton interactions: A study using artificial submerged macrophytes, *Environmental Biology of Fishes* 58: 425-438.
- Margules, C. R. & R. L. Pressey, 2000. Systematic conservation planning, *Nature* 405: 243-253.
- Marmorek, D. R. & J. Korman, 1993. The Use of Zooplankton in A Biomonitoring Program to Detect Lake Acidification and Recovery, *Water Air and Soil Pollution* 69: 223-241.
- Masson, S., N. Angeli, J. Guillard & B. Pinel-Alloul, 2001. Diel vertical and horizontal distribution of crustacean zooplankton and young of the year fish in a sub-alpine lake: an approach based on high frequency sampling, *Journal of Plankton Research* 23: 1041-1060.
- Matsumura-Tundisi, T., 1986. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil, *Revista Brasileira de Biologia* 46: 527-553.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1997. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A..
- Medley, K. A. & J. E. Havel, 2007. Hydrology and local environmental factors influencing zooplankton communities in floodplain ponds, *Wetlands* 27: 864-872.
- Meerhoff, M., C. Iglesias, F. T. De Mello, J. M. Clemente, E. Jensen, T. L. Lauridsen & E. Jeppesen, 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes, *Freshwater Biology* 52: 1009-1021.

- Mertes, L. A. K., D. L. Daniel, J. M. Melack, B. Nelson, L. A. Martinelli & B. R. Forsberg, 1995. Spatial Patterns of Hydrology, Geomorphology, and Vegetation on the Floodplain of the Amazon River in Brazil from A Remote-Sensing Perspective, *Geomorphology* 13: 215-232.
- Michels, E., K. Cottenie, L. Neys & L. De Meester, 2001. Zooplankton on the move: first results on the quantification of dispersal of zooplankton in a set of interconnected ponds, *Hydrobiologia* 442: 117-126.
- Miranda, L. E., 2005. Fish assemblages in oxbow lakes relative to connectivity with the Mississippi River, *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 1480-1489.
- Morais, R. P. d., 2002. Mudanças históricas na morfologia do canal do rio Araguaia no trecho entre a cidade de Barra do Garças (MT) e a foz do rio rio Cristalino na Ilha do Bananal no período entre as décadas de 60 e 90. Universidade Federal de Goiás, Mestrado em Geografia.
- Neiff, J. J., 1996. Large rivers of South America: toward the new approach, *Verhandlungen International Vereinigen Limnologie* 26: 167-180.
- Odemis, B. & F. Evrendilek, 2007. Monitoring water quality and quantity of national watersheds in Turkey, *Environmental Monitoring and Assessment* 133: 215-229.
- Ogden, C. G. & R. H. Hedley, 1980. *An Atlas of Freshwater Testate Amoebae*. Oxford University Press, London.
- Paavola, R., T. Muotka, R. Virtanen, J. Heino, D. Jackson & A. Maki-Petays, 2006. Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams, *Ecological Applications* 16: 368-379.
- Paavola, R., T. Muotka, R. Virtanen, J. Heino & P. Kreivi, 2003. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups?, *Freshwater Biology* 48: 1912-1923.
- Paggi, J. C., 1973a. Acerca de algunas especies de la familia Moinidae (Crustacea, Cladocera) de la República Argentina, *Physis* 32: 269-277.
- Paggi, J. C., 1973b. Contribucion al conocimiento de la fauna de cladóceros dulceacuícolas argentinos, *Physis* 32: 103-114.
- Paggi, J. C., 1979. Revision de las especies argentinas del genero *Bosmina* Baird agrupadas en el subgenero *Neobosmina* Lider (Crustacea, Cladocera), *Acta Zoologica Lilloana* 35: 137-162.
- Paggi, J. C., 1995. Crustacea Cladocera. In Lopretto, E. C. & G. Tell (eds), *Ecosistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio*. Ediciones Sur, La Plata: 909-951.
- Paszkowski, C. A. & W. M. Tonn, 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors, *Freshwater Biology* 43: 421-437.
- Paszkowski, C. A. & W. M. Tonn, 2006. Foraging guilds of aquatic birds on productive boreal lakes: environmental relations and concordance patterns, *Hydrobiologia* 567: 19-30.

- Pennak, R. W., 1957. Species Composition of Limnetic Zooplankton Communities, *Limnology and Oceanography* 2: 222-232.
- Pennak, R. W., 1966. Structure of Zooplankton Populations in Littoral Macrophyte Zone of Some Colorado Lakes, *Transactions of the American Microscopical Society* 85: 329-&.
- Peres-Neto, P. R., 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions, *Oecologia* 140: 352-360.
- Peres-Neto, P. R. & D. A. Jackson, 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test, *Oecologia* 129: 169-178.
- Peres-Neto, P. R., P. Legendre, S. Dray & D. Borcard, 2006. Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions, *Ecology* 87: 2614-2625.
- Pinto, M. P., J. A. F. Diniz, L. M. Bini, D. Blamires & T. F. L. V. Rangel, 2008. Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian Cerrado, *Diversity and Distributions* 14: 78-86.
- Qian, H. & R. E. Ricklefs, 2007. A latitudinal gradient in large-scale beta diversity for vascular plants in North America, *Ecology Letters* 10: 737-744.
- R Development Core Team, 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Ramette, A. & J. M. Tiedje, 2007. Multiscale responses of microbial life to spatial distance and environmental heterogeneity in a patchy ecosystem, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 2761-2766.
- Rangel, T. F. L. V., J. A. F. Diniz-Filho & L. M. Bini, 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography, *Global Ecology and Biogeography* 15: 321-327.
- Reid, J. W., 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda), *Boletim de Zoologia* 9: 17-143.
- Ricci, C. & M. Balsamo, 2000. The biology and ecology of lotic rotifers and gastrotrichs, *Freshwater Biology* 44: 15-28.
- Saetersdal, M., I. Gjerde, H. H. Blom, P. G. Ihlen, E. W. Myrseth, R. Pommeresche, J. Skartveit, T. Solhøy & O. Aas, 2004. Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest, *Biological Conservation* 115: 21-31.
- Samecka-Cymerman, A. & A. J. Kempers, 2002. Aquatic macrophytes as biomonitors of pollution by textile industry, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 69: 82-96.
- Scheffer, M., A. A. Achterberg & B. Beltman, 1984. Distribution of Macro-Invertebrates in A Ditch in Relation to the Vegetation, *Freshwater Biology* 14: 367-370.

- Scheffer, M., R. Portielje & L. Zambrano, 2003. Fish facilitate wave resuspension of sediment, *Limnology and Oceanography* 48: 1920-1926.
- Segers, H., 1995. The Lecanidae (Monogononta). In Nogrady T. & Dumont H. (eds), *Rotifera 2. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6*. SPB Academic Publishing, The Hague: 1-226.
- Sendacz, S. & E. Kubo, 1982. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo, *Boletim do Instituto de Pesca* 9: 51-89.
- Shurin, J. B., 2001. Interactive effects of predation and dispersal on zooplankton communities, *Ecology* 82: 3404-3416.
- Shurin, J. B. & J. E. Havel, 2002. Hydrologic connections and overland dispersal in an exotic freshwater crustacean, *Biological Invasions* 4: 431-439.
- Smirnov, N. N., 1974. Fauna of the URRS, Crustacea, Chydoridae. Israel Program for Scientific Translaton, Jerusalem.
- Smirnov, N. N., 1992. The Macrothricidae of the world. SPB Academic, (Guides the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world; v.1). SPB Academic, The Hague, The Netherlands.
- Soininen, J., M. Kokocinski, S. Estlander, J. Kotanen & J. Heino, 2007. Neutrality, niches, and determinants of plankton metacommunity structure across boreal wetland ponds, *Ecoscience* 14: 146-154.
- Sollberger, P. J. & L. J. Paulson, 1992. Littoral and Limnetic Zooplankton Communities in Lake Mead, Nevada-Arizona, Usa, *Hydrobiologia* 237: 175-184.
- Soto, D. & P. los Rios, 2006. Influence of trophic status and conductivity on zooplankton composition in lakes and ponds of Torres del Paine National Park (Chile), *Biologia* 61: 541-546.
- Sparks, R. E., 1995. Need for Ecosystem Management of Large Rivers and Their Floodplains, *Bioscience* 45: 168-182.
- Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems, *Hydrobiologia* 579: 1-13.
- Thomaz, S. M., E. D. Dibble, L. R. Evangelista, J. Higuti & L. M. Bini, 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons, *Freshwater Biology* 53: 358-367.
- Thompson, R. & C. Townsend, 2006. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates, *Journal of Animal Ecology* 75: 476-484.
- Tockner, K. & J. A. Stanford, 2002. Riverine flood plains: present state and future trends, *Environmental Conservation* 29: 308-330.
- Torres, L. E. & K. Rylander, 2006. Diversity and abundance of littoral cladocerans and copepods in nine Ecuadorian highland lakes, *Revista de biologia tropical* 54: 131-137.

- Train, S. & L. C. Rodrigues, 1997. Distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica. In Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), A planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM, Maringá: 105-115.
- Tuomisto, H. & K. Ruokolainen, 2006. Analyzing or explaining beta diversity? Understanding the targets of different methods of analysis, *Ecology* 87: 2697-2708.
- Underwood, E. C. & B. L. Fisher, 2006. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how, *Biological Conservation* 132: 166-182.
- Vargas, C. A., R. Escribano & S. Poulet, 2006. Phytoplankton food quality determines time windows for successful zooplankton reproductive pulses, *Ecology* 87: 2992-2999.
- Velho, L. F. M. & F. A. LansacToha, 1996. Testate amoebae (Rhizopodea-Sarcodina) from zooplankton of the high Parana river floodplain, state of Mato Grosso do Sul, Brazil .2. Family Diffflugidae, *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 31: 179-192.
- Velho, L. F. M., F. A. LansacToha & M. SerafimJunior, 1996. Testate amoebae (Rhizopodea-Sarcodina) from zooplankton of the high Parana River Floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil .1. Families Arcellidae and Centropyxidae, *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 31: 35-50.
- Vieira, L. C. G., L. M. Bini, L. F. M. Velho & G. R. Mazão, 2007. Influence of spatial complexity on the density and diversity of periphytic rotifers, microcrustaceans and testate amoebae, *Fundamental and Applied Limnology* 170: 77-85.
- Vucetich, M. C., 1973. Estudio de tecamebianos argentinos, en especial los del dominio pampasico, *Revista del Museo de la Plata* 11: 287-332.
- Walks, D. J. & H. Cyr, 2004. Movement of plankton through lake-stream systems, *Freshwater Biology* 49: 745-759.
- Walseng, B., D. O. Hessen, G. Halvorsen & A. K. Schartau, 2006. Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes, *Limnology and Oceanography* 51: 2600-2606.
- Wang, S., P. Xie, S. Wu & A. Wu, 2007. Crustacean zooplankton distribution patterns and their biomass as related to trophic indicators of 29 shallow subtropical lakes, *Limnologica* 37: 242-249.
- Ward, J. V. & K. Tockner, 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology, *Freshwater Biology* 46: 807-819.
- Ward, J. V., K. Tockner & F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity, *Regulated Rivers-Research & Management* 15: 125-139.
- Warfe, D. M. & L. A. Barmuta, 2006. Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community, *Oecologia* 150: 141-154.
- Wetzel, R. G., 1983. *Limnology*. Saunders College Publishing, Philadelphia.
- Wetzel, R. G., 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, London.

- Whited, D. C., M. S. Lorang, M. J. Harner, F. R. Hauer, J. S. Kimball & J. A. Stanford, 2007. Climate, hydrologic disturbance, and succession: Drivers of floodplain pattern, *Ecology* 88: 940-953.
- Whitman, R. L., M. B. Nevers, M. L. Goodrich, P. C. Murphy & B. M. Davis, 2004. Characterization of Lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages, *Ecological Indicators* 4: 277-286.
- Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity, *Taxon* 21: 213-251.
- Wicklum, D., 1999. Variation in horizontal zooplankton abundance in mountain lakes: shore avoidance or fish predation?, *Journal of Plankton Research* 21: 1957-1975.
- Wiens, J. A., G. D. Hayward, R. S. Holthausen & M. J. Wisdom, 2008. Using surrogate species and groups for conservation planning and management, *Bioscience* 58: 241-252.
- Wijnhoven, S., G. van der Velde, R. S. E. W. Leuven & A. J. M. Smits, 2006. Modelling recolonisation of heterogeneous river floodplains by small mammals, *Hydrobiologia* 565: 135-152.
- Williams, P., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humphries & R. Pressey, 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds, *Conservation Biology* 10: 155-174.
- Zadereev, Y. S. & A. P. Tolomeyev, 2007. The vertical distribution of zooplankton in brackish meromictic lake with deep-water chlorophyll maximum, *Hydrobiologia* 576: 69-82.
- Zagatto, E. A. G., A. O. Jacintho, B. F. Reis, F. J. Krug, H. Bergamin, L. C. R. Pessenda, J. Mortatti & M. F. Giné, 1981. Manual de análises de plantas empregando sistemas de injeção em fluxo. Universidade de São Paulo, Piracicaba.

APÊNDICE

A – LISTA DE ESPÉCIES

Tipo preferencial de hábitat (NP = não planctônico e P = planctônico), tamanho médio (T, em μm) e média e desvio padrão (DP) da densidade (indivíduos/ m^3) dos organismos zooplânctônicos (tecamebas, cladóceros, copépodes e rotíferos) coletados em lagos da planície de inundação do rio Araguaia, durante duas estações sazonais (águas altas e baixas).

Taxons	Hábitat	T (μm)	Águas Altas		Águas Baixas	
			Média	DP	Média	DP
Tecameba						
<i>Arcella conica</i>	NP	85	4.81	9.96	0.07	0.33
<i>Arcella costata</i>	NP	77	7.67	22.21	0.07	0.33
<i>Arcella dentata</i>	NP	255	0.73	5.00	0.00	0.00
<i>Arcella discoides</i>	NP	116	10.52	16.75	7.78	35.62
<i>Arcella gibbosa</i>	NP	93	1.30	7.01	0.02	0.15
<i>Arcella hemisphaerica</i>	NP	53	4.05	8.01	4.19	18.24
<i>Arcella megastoma</i>	NP	236	2.80	6.02	0.98	6.03
<i>Arcella mitrata</i>	NP	151	0.38	1.76	0.00	0.00
<i>Arcella rota</i>	NP	267	0.19	1.26	0.00	0.00
<i>Arcella vulgaris</i>	NP	116	4.83	10.71	8.13	38.13
<i>Arcella crenulata</i>	NP	140	0.19	1.26	0.00	0.00
<i>Arcella vulgaris</i> f. <i>undulata</i>	NP	126	0.70	5.00	0.00	0.00
<i>Centropyxis aculeata</i>	NP	116	1.53	4.65	5.04	23.29
<i>Centropyxis constricta</i>	NP	135	0.63	5.00	0.02	0.15
<i>Centropyxis ecornis</i>	NP	129	1.09	5.38	0.05	0.21
<i>Centropyxis hirsuta</i>	NP	84	0.02	0.13	7.79	51.69
<i>Centropyxis</i> sp.	NP	–	1.25	10.00	0.00	0.00
<i>Cucurbitella dentata</i>	NP	132	3.58	9.43	0.05	0.21
<i>Cucurbitella dentata</i> var. <i>quinquelobata</i>	NP	93	0.00	0.00	5.19	34.46
<i>Cucurbitella mespiliformis</i>	NP	128	1.47	6.14	149.16	445.20
<i>Cucurbitella obturata</i>	NP	140	0.33	1.76	0.00	0.00
<i>Cyclopyxis impressa</i>	NP	375	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Diffugia</i> sp.	NP	–	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Diffugia</i> cf. <i>kabylica</i>	NP	78	0.00	0.00	401.82	546.82
<i>Diffugia corona</i>	NP	161	10.44	18.80	14.24	48.01
<i>Diffugia elegans</i>	NP	117	0.02	0.13	0.91	6.03
<i>Diffugia globulosa</i>	NP	100	0.00	0.00	0.02	0.15
<i>Diffugia gramen</i>	NP	85	13.14	29.55	364.07	1248.26
<i>Diffugia helvetica</i>	NP	94	1.41	10.06	0.02	0.15
<i>Diffugia kempnyi</i>	NP	158	0.16	1.25	0.00	0.00
<i>Diffugia limnetica</i>	NP	85	0.00	0.00	2.60	17.23
<i>Diffugia</i> cf. <i>levanderi</i>	NP	112	0.02	0.13	5.44	34.45
<i>Diffugia lobostoma</i>	NP	139	0.59	2.81	0.00	0.00

Continuação:

Taxons	Hábitat	T (µm)	Águas Altas		Águas Baixas	
			Média	DP	Média	DP
<i>Diffugia globularis</i>	NP	100	0.17	1.25	0.00	0.00
<i>Diffugia muriformis</i>	NP	131	13.61	51.26	23.21	71.38
<i>Diffugia oblonga</i>	NP	370	0.02	0.13	5.29	24.06
<i>Diffugia stellastoma</i>	NP	80	7.92	36.82	0.00	0.00
<i>Diffugia tuberculata</i>	NP	121	0.52	2.78	0.00	0.00
<i>Diffugia urceolata</i>	NP	257	1.19	5.38	0.00	0.00
<i>Euglypha cf. acanthophora</i>	NP	69	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Heleopera sphagni</i>	NP	112	0.16	1.25	0.00	0.00
<i>Lesquereusia spiralis</i>	NP	103	3.05	11.21	2.71	17.22
<i>Suiadiflugia multipora</i>	NP	196	0.16	1.25	0.02	0.15
Cladóceros						
<i>Alona cambouei</i>	NP	470	0.13	0.45	0.00	0.00
<i>Alona davidi</i>	NP	650	0.31	1.75	0.00	0.00
<i>Alona guttata</i>	NP	400	1.13	4.28	10.41	48.16
<i>Alona monacantha</i>	NP	450	3.78	14.08	2.56	11.58
<i>Alona poppei</i>	NP	630	3.52	12.17	2.64	17.22
<i>Alona rustica</i>	NP	440	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Alonella cf. dentifera</i>	NP	350	0.00	0.00	0.91	4.73
<i>Alonella hamulata</i>	NP	600	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Biapertura affinis</i>	NP	720	0.16	1.25	0.00	0.00
<i>Biapertura karua</i>	NP	490	0.47	3.75	0.00	0.00
<i>Bosmina hagmanni</i>	P	346	13.17	51.33	6849.46	17521.31
<i>Bosmina longirostris</i>	P	243	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Bosmina tubicen</i>	P	310	0.00	0.00	2.60	17.23
<i>Bosminopsis deitersi</i>	P	415	274.56	766.55	2848.80	11246.53
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	P	500	79.08	292.36	4513.27	10370.50
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	P	600	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	P	870	3.19	15.91	0.02	0.15
<i>Chydorus cf. pubescens</i>	NP	350	0.94	7.50	0.00	0.00
<i>Chydorus eurynotus</i>	NP	465	2.64	12.33	0.00	0.00
<i>Chydorus sphaericus</i>	NP	500	0.63	5.00	2.62	17.23
<i>Daphnia gessneri</i>	P	1400	2.09	16.24	64.36	245.43
<i>Daphnia laevis</i>	P	1500	0.00	0.00	0.02	0.15
<i>Diaphanosoma birgei</i>	P	900	13.42	75.74	35.06	90.63
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	P	850	0.03	0.18	0.00	0.00
<i>Disparalona dadayi</i>	NP	450	3.72	13.82	0.00	0.00
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	NP	300	2.97	15.70	0.00	0.00
<i>Euryalona occidentalis</i>	NP	–	0.25	1.28	0.00	0.00
<i>Euryalona brasiliensis</i>	NP	–	3.58	14.75	0.00	0.00
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	NP	400	1.42	4.86	0.00	0.00
<i>Leydigiopsis brevirostris</i>	NP	760	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Leydigiopsis megalops</i>	NP	800	0.16	1.25	0.00	0.00

Continuação:

Taxons	Hábitat	T (µm)	Águas Altas		Águas Baixas	
			Média	DP	Média	DP
<i>Macrothrix spinosa</i>	NP	470	15.09	71.29	9.16	60.29
<i>Moina micrura</i>	P	850	0.22	1.30	0.00	0.00
<i>Moina minuta</i>	P	600	155.23	531.43	3080.97	5446.87
<i>Oxyurella longicaudis</i>	NP	620	0.31	2.50	0.00	0.00
<i>Pleuroxus similis</i>	NP	500	0.64	5.00	0.00	0.00
Copépode						
Copepodito (Diaptomidae)	P	–	25.19	50.25	845.40	2256.03
Copepodito (Cyclopidae)	P	374	340.23	863.35	8240.30	12347.92
Cyclopidae sp.	–	–	0.00	0.00	71.06	175.26
<i>Mesocyclops ellipticus</i>	NP	730	0.00	0.00	0.05	0.21
<i>Mesocyclops</i> sp.	–	–	0.03	0.18	1.54	10.05
<i>Microcyclops anceps</i>	NP	690	0.16	1.25	0.00	0.00
<i>Mesocyclops longisetus</i>	P	870	0.00	0.00	0.02	0.15
Nauplius (Diaptomidae)	P	259	46.34	175.05	291.59	692.46
Nauplius (Cyclopidae)	P	153	518.52	1032.36	5094.45	6969.39
<i>Notodiaptomus amazonicus</i>	P	1585	3.83	10.08	65.90	207.44
<i>Notodiaptomus</i> cf. <i>dahli</i>	P	1240	0.16	1.25	0.91	6.03
<i>Notodiaptomus</i> cf. <i>maracaibensis</i>	P	–	0.02	0.13	0.02	0.15
<i>Thermocyclops decipiens</i>	P	870	20.88	78.70	301.65	530.83
<i>Thermocyclops minutus</i>	P	520	24.19	140.02	130.30	330.28
Rotífero						
<i>Anuraeopsis fissa</i>	P	100	0.17	1.25	45.85	115.54
<i>Anuraeopsis navicula</i>	P	90	0.97	3.87	7.14	29.73
Bdelloidea	NP	–	47.27	73.98	66.63	155.69
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	NP	590	0.14	0.64	0.00	0.00
<i>Brachionus angularis</i>	P	150	0.00	0.00	41.58	198.85
<i>Brachionus bidentatus</i>	P	371	0.00	0.00	1.14	7.54
<i>Brachionus calyciflorus</i>	P	390	0.00	0.00	26.00	122.90
<i>Brachionus caudatus</i> var. <i>caudatus</i>	P	178	3.81	9.42	85.01	191.11
<i>Brachionus caudatus</i> f. <i>austrogenitus</i>	P	305	0.00	0.00	373.31	1208.96
<i>Brachionus caudatus</i> f. <i>ahlstromi</i>	P	220	0.00	0.00	10.39	68.92
<i>Brachionus caudatus</i> f. <i>insuetus</i>	P	230	0.00	0.00	437.02	1703.77
<i>Brachionus caudatus</i> f. <i>vulgatus</i>	P	201	0.00	0.00	0.91	6.03
<i>Brachionus dolabratus</i>	NP	125	3.06	9.84	338.51	1426.59
<i>Brachionus falcatus</i>	P	312	2.75	9.28	143.93	506.46
<i>Brachionus mirus</i>	P	214	8.36	36.70	4447.96	19796.26
<i>Brachionus mirus</i> f. <i>angustus</i>	P	195	0.00	0.00	1.82	12.06
<i>Brachionus quadridentatus quadridentatus</i>	P	288	0.23	1.27	0.00	0.00
<i>Brachionus zahniseri</i>	–	272	7.48	24.51	239.99	1274.30
<i>Colurella obtusa</i>	NP	60	0.03	0.18	0.00	0.00
<i>Conochilus coenobasis</i>	P	225	0.00	0.00	0.91	6.03
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	NP	423	4.48	12.75	0.00	0.00

Continuação:

Taxons	Hábitat	T (µm)	Águas Altas		Águas Baixas	
			Média	DP	Média	DP
<i>Encentrum flexilis</i>	NP	–	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Encentrum sp.</i>	NP	–	0.63	3.02	0.00	0.00
<i>Epiphanes brachionus</i>	NP	425	0.33	1.76	33.83	111.79
<i>Epiphanes clavatula</i>	NP	355	0.64	5.00	0.00	0.00
<i>Euchlanis dilatata</i>	NP	235	0.61	2.89	0.91	6.03
<i>Euchlanis meneta</i>	NP	140	0.63	5.00	0.00	0.00
<i>Filinia longiseta</i>	P	190	11.59	20.57	379.28	861.99
<i>Filinia opoliensis</i>	P	125	0.94	5.26	78.10	311.50
<i>Filinia pejleri</i>	P	170	0.05	0.28	0.00	0.00
<i>Hexarthra fennica</i>	P	204	0.31	1.75	17.35	67.59
<i>Hexarthra mira</i>	P	280	1.41	10.06	85.03	292.07
<i>Keratella americana</i>	P	199	1.92	10.67	18.60	58.33
<i>Keratella cochlearis</i>	P	189	35.38	87.54	122.61	250.39
<i>Keratella lenzi</i>	P	150	3.94	21.05	0.00	0.00
<i>Keratella tropica</i>	P	166	0.05	0.21	0.00	0.00
<i>Lecane bulla</i>	NP	123	21.13	32.85	0.07	0.33
<i>Lecane cornuta</i>	NP	102	5.88	16.14	7.62	37.69
<i>Lecane curvicornis</i>	NP	141	37.59	48.52	6.68	43.05
<i>Lecane elsa</i>	NP	131	2.39	6.97	0.00	0.00
<i>Lecane furcata</i>	NP	63	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Lecane halicylsta</i>	NP	81	0.80	5.13	0.00	0.00
<i>Lecane imbricata</i>	NP	89	2.39	11.78	0.00	0.00
<i>Lecane leontina</i>	NP	139	20.05	53.96	0.02	0.15
<i>Lecane ludwigi</i>	NP	113	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Lecane luna</i>	NP	142	2.19	10.61	0.02	0.15
<i>Lecane lunaris</i>	NP	109	8.34	29.65	0.00	0.00
<i>lecanie melini</i>	NP	182	0.23	1.29	0.00	0.00
<i>Lecane monostyla</i>	NP	49	0.16	1.25	0.00	0.00
<i>Lecane papuana</i>	NP	106	0.16	1.25	0.00	0.00
<i>Lecane proiecta</i>	NP	97	3.34	23.83	83.74	398.95
<i>Lecane quadridentata</i>	NP	133	1.72	5.95	0.00	0.00
<i>Lecane sp.</i>	NP	–	0.64	5.00	0.00	0.00
<i>Lecane stichaea</i>	NP	84	1.20	4.07	0.07	0.25
<i>Lecane unguolata</i>	NP	180	0.17	1.25	0.00	0.00
<i>Lepadella dactyliseta</i>	NP	97	0.03	0.18	0.00	0.00
<i>Lepadella patella</i>	NP	132	3.55	9.60	0.25	1.51
<i>Lophocharis salpina</i>	NP	113	0.02	0.13	0.02	0.15
<i>Macrochaetus collinsi</i>	NP	223	0.67	5.00	0.00	0.00
<i>Macrochaetus sericus</i>	NP	140	0.98	5.26	0.00	0.00
<i>Mytilina acantophora</i>	P	194	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Mytilina macrocera</i>	P	320	0.86	6.26	0.00	0.00
<i>Mytilina mucronata</i>	P	225	0.48	2.13	0.00	0.00

Continuação:

Taxons	Hábitat	T (μm)	Águas Altas		Águas Baixas	
			Média	DP	Média	DP
<i>Mytilina bisulcata</i>	P	155	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Mytilina ventralis</i>	P	97	0.16	1.25	0.00	0.00
<i>Notommata pachyura</i>	NP	550	0.73	2.45	0.00	0.00
<i>Notommata saccigera</i>	NP	338	0.16	1.25	0.00	0.00
<i>Platyonus patulus</i> var. <i>macracanthus</i>	NP	300	66.03	260.49	0.02	0.15
<i>Platyonus patulus patulus</i>	NP	210	8.86	31.12	10.00	46.23
<i>Platyias leloupi</i>	P	410	0.44	1.76	0.00	0.00
<i>Platyias quadricornis</i>	P	376	11.84	17.66	8.77	38.44
<i>Platyias quadricornis</i> var. <i>brevispinus</i>	P	180	0.22	1.28	0.00	0.00
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	P	115	0.63	5.00	13.42	51.57
<i>Polyarthra vulgaris</i>	P	128	20.78	87.10	81.77	166.99
<i>Ptygura</i> sp.	P	89	0.00	0.00	0.02	0.15
<i>Squatinella mutica</i>	NP	163	0.16	1.25	0.00	0.00
<i>Synchaeta stylata</i>	P	257	0.00	0.00	0.02	0.15
<i>Testudinella patina</i>	NP	153	10.42	19.12	2.62	17.23
<i>Trichocerca bicristata</i>	P	260	4.34	10.62	16.17	87.55
<i>Trichocerca bidens</i>	P	140	4.97	19.24	5.54	34.44
<i>Trichocerca cylindrica</i>	P	347	4.28	18.48	97.74	204.41
<i>Trichocerca elongata</i>	P	295	0.88	3.70	6.49	43.07
<i>Trichocerca fusiformis</i>	P	291	0.63	3.93	0.00	0.00
<i>Trichocerca gracilis</i>	P	218	0.00	0.00	0.02	0.15
<i>Trichocerca inermis</i>	P	135	1.22	5.38	13.10	50.58
<i>Trichocerca</i> cf. <i>iernis</i>	P	183	0.00	0.00	5.19	34.46
<i>Trichocerca insulana</i>	P	92	0.02	0.13	0.00	0.00
<i>Trichocerca pusilla</i>	P	142	1.58	5.69	65.61	124.02
<i>Trichocerca similis</i>	P	238	2.17	7.98	25.37	83.91
<i>Trichocerca tigris</i>	P	260	0.03	0.18	0.00	0.00
<i>Trichotria tetractis</i>	NP	170	1.94	5.29	5.19	34.46

B – PROCEDIMENTOS DO PROGRAMA R

B1 – CAPÍTULO 6

Importando as planilhas:

y = dados de densidade

a = dados ambientais

c = dados espaciais

read.table("y.txt")->y

read.table("a.txt")->a

read.table("c.txt")->c

Carregando o pacote Vegan

library(vegan)

Calculando a RDA parcial utilizando a transformação de Hellinger

varpart(y, a, c, data=a, transfo="hel")->var

var

Calculando a significância dos componentes “a” e “c” (com transformação de Hellinger)

sigA<- rda(decostand(y, "hell"), a, c)

anova(sigA, step=10000, perm.max=10000)->SignA

SignA

sigC<- rda(decostand(y, "hell"), c, a)

anova(sigC, step=10000, perm.max=10000)-> SignC

SignC

Calculando a RDA parcial sem utilizar a transformação de Hellinger

y = dados de presença/ausência de espécies

varpart(y, a, c, data=a)->var

var

Calculando a significância dos componentes “a” e “c” (sem transformação de Hellinger)

sigA<- rda(y, a, c)

anova(sigA, step=10000, perm.max=10000)-> SignA

SignA

sigC<- rda(y, c, a)

anova(sigC, step=10000, perm.max=10000)-> SignC

SignC

Ajuda

?varpart

B2 – CAPÍTULO 7

Importando as planilhas:

rotichuva = dados de densidade de rotíferos durante a estação chuvosa

tecachuva = dados de densidade de tecamebas durante a estação chuvosa

abiochuva = dados ambientais durante a estação chuvosa

```
read.table("rotichuva.txt",header=TRUE)->rotichuva
```

```
read.table("tecachuva.txt",header=TRUE)->tecachuva
```

```
read.table("abiochuva.txt",header=TRUE)->abiochuva
```

Logaritizando os dados de densidades (log x+1)

```
log(rotichuva+1)->rotichuva
```

```
log(tecachuva+1)->tecachuva
```

Carregando o pacote Vegan

```
library(vegan)
```

#Realizando as ordenações (DCA = densidade de organismos; PCA = variáveis ambientais)

```
decorana(rotichuva)->dcarotichuva
```

```
decorana(tecachuva)->dcatecachuva
```

```
princomp(abiochuva)->pcaabiochuva
```

#Salvando os escores dos quatro primeiros eixos das ordenações

```
scores(dcarotichuva,display=c("sites"),choices=1:4)->dcaRoti
```

```
scores(dcatecachuva,display=c("sites"),choices=1:4)->dcaTeca
```

```
scores(pcaabiochuva,display=c("sites"),choices=1:4)->pcaVarAmb
```

#Realizando a análise Procrustes e a significância Protest

```
protest(dcaRoti,dcaTeca,scores="sites",permutations=10000)->RotiTeca
```

```
RotiTeca
```

```
protest(pcaVarAmb,dcaRoti,scores="sites",permutations=10000)->RotiVarAmb
```

```
RotiVarAmb
```

```
protest(pcaVarAmb,dcaTeca,scores="sites",permutations=10000)->TecaVaramb
```

```
TecaVaramb
```

Ajuda

```
?decorana
```

```
?princomp
```

```
?procrustes
```

Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

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

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

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