

Universidade de Brasília - UnB

Faculdade UnB Planaltina- FUP

JULIANA FERREIRA DE SANTANA

USO DE GRUPOS SUBSTITUTOS (*SURROGATES*) E  
MENORES RESOLUÇÕES NUMÉRICAS E  
TAXONÔMICAS NA COMUNIDADE  
ZOOPLANCTÔNICA DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO  
RIO ARAGUAIA

Planaltina-DF

2013

JULIANA FERREIRA DE SANTANA

USO DE GRUPOS SUBSTITUTOS (*SURROGATES*) E  
MENORES RESOLUÇÕES NUMÉRICAS E  
TAXONÔMICAS NA COMUNIDADE  
ZOOPLANCTÔNICA DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO  
RIO ARAGUAIA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado  
ao Curso de Gestão Ambiental, como  
requisito parcial à obtenção do título de  
bacharel em Gestão Ambiental.

Orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira

Planaltina-DF

2013

## FICHA CARTOGRÁFICA

Ferreira Santana, Juliana.

Uso de grupos substitutos (*surrogates*) e menores resoluções taxonômicas e numéricas na comunidade zooplanctônica da planície de inundação do rio Araguaia /Juliana Ferreira de Santana. Planaltina – DF, 2013. 37f.

Monografia – Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.

Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira

1. Monitoramento ambiental. 2. Impacto ambiental. 3. Concordância. 4. Rio Araguaia. I. Ferreira-Santana, Juliana. II. Uso de grupos substitutos (*surrogates*) e menores resoluções taxonômicas e numéricas na comunidade zooplanctônica da planície de inundação do rio Aragua.

JULIANA FERREIRA DE SANTANA

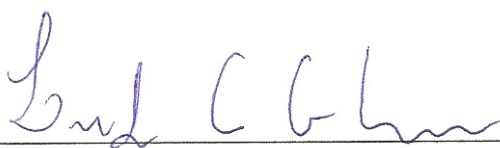
USO DE GRUPOS SUBSTITUTOS (*SURROGATES*) E MENORES RESOLUÇÕES  
NUMÉRICAS E TAXONÔMICAS NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DA  
PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO ARAGUAIA

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao Curso de Gestão  
Ambiental da Faculdade UnB de  
Planaltina, como requisito parcial à  
obtenção do título de bacharel em  
Gestão Ambiental.

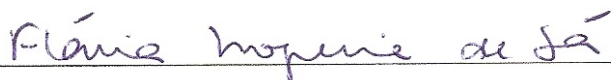
Planaltina-DF, 16 de Dezembro de 2013

Resultado: **SS**

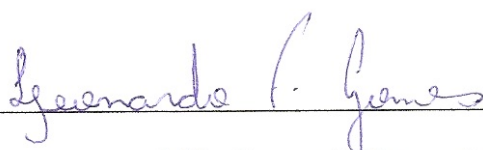
**BANCA EXAMINADORA**



Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira



Prof.ª. Dra. Flávia Nogueira de Sá



MSc. Leonardo Fernandes Gomes

Dedico aos meus pais,  
motivo da minha pessoa  
e minhas conquistas.

## AGRADECIMENTOS

Feliz aquele que compreende que o crescimento, o amadurecimento e o sucesso são frutos de experiências coletivas. Por isso dirijo meus agradecimentos sinceros às inúmeras pessoas que contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço a Deus por tudo que sou, tenho e anseio ser. Fico feliz por acreditar em sua promessa e ver ela se cumprir.

Aos meus pais pelo apoio e incentivo. Obrigada por se preocuparem comigo, por se privarem de inúmeras coisas para que eu tivesse a oportunidade de aprender e ter o melhor.

Ao meu orientador Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira, pela amizade, pelos ensinamentos, dedicação e incentivos direcionados a minha pessoa, por me apresentar o método científico, por despertar em mim o gosto pela ciência e acima de tudo sou grata pelo modelo de profissional dedicado no qual pude me inspirar.

Aos amigos do laboratório de microscopia Leonardo, Ana Caroline e Cleber pelos momentos de partilha e pelo ambiente descontraído e construtivo que permitiram a execução deste trabalho. Em especial a Carla Albuquerque de Souza por ser minha amiga, pelas dicas, conselhos e orientações.

Aos colegas da Gestão Ambiental da Universidade de Brasília, especialmente aos amigos Emanuela Alves, Eliete Silva, Lucas Alcântara, Juruna de Paula, Neide de Sousa, Andreia de Almeida, Karina Vieira *et al.*, por todo companheirismo durante esses anos de curso.

Aos professores do curso de Gestão Ambiental, em especial a Dra. Tânia Cristina Cruz, Dr. José Vicente Elias Bernardi, Dr. Alexandre Nascimento, Dra. Elaine Nolasco, Dra. Regina Saraiva, Dra. Gabriela Nardoto, Dr. Irineu Tamaio e Dra. Mônica Nogueira.

Ao Dr. Fábio Amôdeo Lansac-Toha e Dra. Claudia Costa Bonecker por terem me recebido tão bem no laboratório de zooplâncton do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá, durante o meu período de estágio em identificação de zooplânctons. Em especial aos amigos do laboratório de zooplâncton pelos momentos de intenso aprendizado, descontração e boas risadas. Sem vocês (Louizi, Leilane, Ana, Clarice, Fabiana, Diogo, Cadu, Ariadine, Thais, Tassia, Francislaine, Vanessa e Juliana) os meus dias em Maringá e no laboratório não teriam sido tão felizes.

A minha madrinha Regiane Alves e minhas tias Maria Ferreira e Rosana Santana por sempre torcerem pelo meu sucesso.

Ao CNPq (563834/2010-2) e FAPEG (031/2010) pelo apoio financeiro necessário para a plena execução da pesquisa e ao programa de assistência estudantil da Universidade de Brasília, pela bolsa permanência concedida durante os quatro anos de curso.

A Dra. Flávia Nogueira Sá e Leonardo Fernandes Gomes pela disponibilidade em participar da minha banca.

Meus sinceros agradecimentos a todos que contribuíram de alguma forma para realização deste trabalho de conclusão de curso.

“Felicidade se escreve com  
água.”

(Sylvia Lopes Casas)

"Tudo surgiu da água, tudo  
é mantido pela água.”

(Goethe)



## **ÍNDICE DE FIGURAS**

Figura 1. Localização das lagoas amostradas ao longo do médio rio Araguaia. ....	17
Figura 2. Densidade de espécies encontrada por lagoa no médio Araguaia e rios tributários. ....	24
Figura 3. Riqueza de espécies encontradas por lagoa ao longo do médio Araguaia e rios tributários. ....	24

## **ÍNDICE DE TABELAS**

Tabela 1. Valores mínimos (Min), Máximos (Max), média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das variáveis ambientais medidas nas lagoas de inundação do médio rio Araguaia e tributários. ....	19
Tabela 2. Valores médios (ind.m-3) e desvio padrão (DP) dos organismos zooplancctônicos amostrados na planície de inundação do rio Araguaia. ....	20
Tabela 3. Resultados do teste de Mantel (r) e sua significância (P). ....	25

## SUMÁRIO

<b>1. Introdução.....</b>	<b>14</b>
<b>2. Material e métodos.....</b>	<b>16</b>
2.1. Área de Estudo .....	16
2.2. Amostragem .....	17
2.3. Análise de dados.....	18
<b>3. Resultados.....</b>	<b>19</b>
3.1. Variação ambiental e biológica .....	19
3.2. Concordância ambiental e biológica .....	25
3.3. Resolução taxonômica e numérica .....	25
<b>4. Discussão.....</b>	<b>26</b>
4.1. Variação ambiental e biológica .....	26
4.2. Concordância ambiental e biológica .....	27
4.3. Resolução taxonômica e numérica .....	28
<b>5. Considerações finais.....</b>	<b>30</b>
<b>Referências.....</b>	<b>31</b>

Trabalho de conclusão de curso elaborado e formatado conforme as normas de publicação da revista *Brazilian Journal of Biology*. Disponível em: <http://www.iie.com.br/download/instructions-asrbb.pdf>

# **Uso de grupos substitutos (*surrogates*) e menores resoluções numéricas e taxonômicas na comunidade zooplanctônica da planície de inundação do rio Araguaia**

*De Santana, JF. and Vieira, LCG.*

Universidade de Brasília (UnB), Campus de Planaltina (FUP), Curso de Gestão Ambiental, Área Universitária n. 1, Vila Nossa Senhora de Fátima, 73.340-710 - Planaltina – DF, Brasil.

\*e-mail: [julianasantana.17@gmail.com](mailto:julianasantana.17@gmail.com)

(Com 3 figuras)

## **ABSTRACT**

The zooplankton community is considered an important biological indicator, being constantly used in biomonitoring programs. However, the identification of zooplankton to species level requires a high financial cost, the need for skilled professionals and high availability of time. In this sense, strategies such as the use of surrogate groups, taxonomic and numerical resolutions are alternatives for environmental monitoring programs more efficient. Therefore, the aim of this study was to evaluate the spatial correlation of zooplankton (cladocerans, copepods, rotifers and testate amoebas) in 30 lakes in the floodplain of the middle Araguaia River, allowing possible solutions for biomonitoring programs in the locality. The results indicate that environmental monitoring programs for higher lakes studied could adopt resolutions taxonomic (genus and family) for cladocerans, copepods and rotifers without significant loss of information. In numerical resolution is advisable to use presence/absence of species only protozoa testate due to low correlation values presented by other groups. On the other hand, should be performed to identify all of the zooplankton groups.

**Keywords:** Environmental Monitoring, Environmental Impact, Concordance, River Araguaia.

# **Uso de grupos substitutos (*surrogates*) e menores resoluções numéricas e taxonômicas na comunidade zooplanctônica da planície de inundação do rio Araguaia**

## **RESUMO**

A comunidade zooplanctônica é considerada um importante indicador biológico, sendo constantemente utilizada em programas de biomonitoramento ambiental. No entanto, a identificação do zooplâncton até nível de espécie demanda um alto custo financeiro, necessidade de profissionais qualificados e grande disponibilidade de tempo. Nesse sentido, estratégias como: uso de grupos substitutos, resoluções taxonômica e numérica são alternativas para programas de monitoramento ambiental mais eficientes. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a concordância espacial da comunidade zooplanctônica (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) em 30 lagoas da planície de inundação do médio rio Araguaia, viabilizando possíveis soluções para os programas de biomonitoramento ambiental na localidade. Os resultados indicam que programas de monitoramento ambiental para as lagoas estudadas devem realizar a identificação de todos os grupos zooplanctônicos, em relação à suficiência taxonômica podem ser adotadas maiores resoluções (gênero e família) para cladóceros, copépodes e rotíferos sem uma perda significativa de informação. Com relação à resolução numérica é aconselhável a utilização de dados de presença/ausência de espécies somente para protozoários testáceos, devido aos baixos valores de correlação apresentados pelos demais grupos.

**Palavras-chave:** Monitoramento ambiental, Impacto ambiental, Concordância, Rio Araguaia.

## 1. INTRODUÇÃO

A água constitui um valioso recurso natural em termos econômicos, culturais, estéticos, científicos e educacionais, medidas de gestão e conservação são de interesse de nações e governos (Dudgeon *et al.*, 2006). No entanto, o impacto intensivo e insustentável da população humana sobre esta preciosa herança tem gerado uma crescente preocupação na atualidade (Sanderson *et al.*, 2002). Neste contexto, ocorreram significativos avanços nos programas de monitoramento ambiental, principalmente no desenvolvimento de métodos para atingir uma análise integrada da qualidade da água, considerando não apenas as avaliações tradicionais (características físico-químicas), mas também os aspectos biológicos do ecossistema (Buss *et al.*, 2003).

Algumas comunidades biológicas são utilizadas como indicadoras da qualidade ambiental, como: peixes, macroinvertebrados bentônicos, fitoplâncton, macrófitas e zooplâncton, cujo potencial de bioindicação está relacionado a um baixo custo financeiro, em comparação à caracterização físico-química e boa eficiência na exibição de alterações no ambiente (Mandelik *et al.*, 2010). No monitoramento biológico, ou biomonitoramento, o uso das respostas dos organismos biológicos possibilita o entendimento da integridade e dos processos do ecossistema estudado, a fim de avaliar as alterações ambientais (Moreno *et al.*, 2004).

No entanto, eficientes programas de monitoramento ambiental demandam tempo, recursos financeiros e taxonomistas treinados e atualizados (Guzmán-Alvis and Carrasco, 2005; Lovett *et al.*, 2007). Por outro lado, o processo de capacitação de profissionais habilitando-os na identificação dos organismos ao menor nível taxonômico possível (geralmente no nível de espécie) não pode ser compreendido como um problema, já que de fato é necessário elevado custo e tempo para formação (Wilson, 2004).

Em resposta a este desafio, abordagens de grupos substitutos, resoluções numérica e taxonômica têm sido propostos para reduzir o tempo de identificação, os custos dos programas de monitoramento e a carência de taxonomistas qualificados (Dauvin *et al.*, 2003; Sánchez-Moyano *et al.*, 2006; Marcot and Flather, 2007).

Assim, se as matrizes de dados testadas for significativamente concordantes e a estatística  $r$  apresentar valor elevado entre pelo menos dois grupos biológicos escolhidos para o monitoramento, esse fato forneceria a possibilidade de simplificação, empregando o uso de grupos substitutos (Landeiro *et al.*, 2012). Já a utilização de suficiência numérica é aconselhável quando os padrões de similaridade/concordância entre os ambientes forem mantidos utilizando dados de presença/ausência de espécies em substituição à abundância (Melo, 2005). E a resolução taxonômica é indicada quando a identificação dos organismos em níveis taxonômicos mais altos (família ou gênero, por exemplo) não implica em perda significativa de informação se comparado ao nível de espécies (Khan, 2006).

Levando em consideração os ambientes aquáticos continentais, a comunidade zooplanctônica, é constituída principalmente por quatro grupos (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas), sendo utilizada como bioindicadora da qualidade ambiental, uma vez que responde rapidamente às alterações físico-químicas e biológicas do corpo hídrico (Bini *et al.*, 2007; Oberhaus *et al.*, 2007). Estes organismos desempenham papel importante na cadeia alimentar, transferindo massa e energia de produtores primários para níveis tróficos superiores (Pereira *et al.*, 2011). Portanto, a alteração na estrutura e dinâmica desta comunidade é um fenômeno altamente impactante para o funcionamento do ecossistema (Lansac-Toha *et al.*, 2004; Barreiro *et al.*, 2007).

Por fim, o presente estudo avalia a concordância espacial da comunidade zooplanctônica (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) em 30 lagoas da planície de inundação do rio Araguaia, viabilizando possíveis soluções para os programas de biomonitoramento ambiental

na localidade. Dessa forma o trabalho objetivou responder as seguintes questões: (i) Os grupos componentes da comunidade zooplancônica (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) estão ordenados de maneira concordante? (ii) Os padrões de ordenação entre os ambientes são mantidos utilizando dados de abundância ou de presença/ausência de espécies (suficiência numérica)? (iii) A identificação dos organismos aos níveis de gênero e família corresponde ao mesmo padrão gerado com os dados de espécies (suficiência taxonômica)?

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. ÁREA DE ESTUDO**

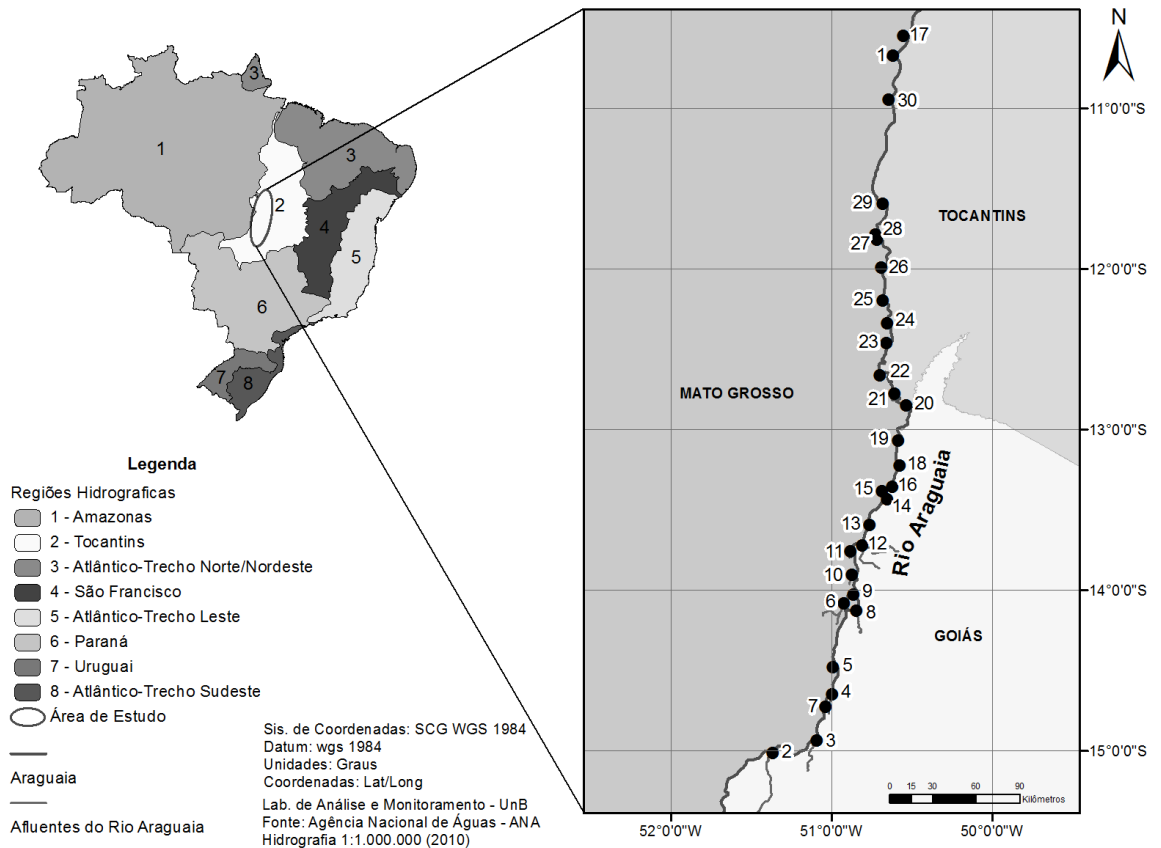
O rio Araguaia constitui o principal sistema fluvial que percorre o Brasil central (Aquino *et al.*, 2008). A bacia do rio Araguaia pode ser dividida em três unidades: alto, médio e baixo Araguaia. O alto Araguaia tem uma extensão de 450 km da nascente até a região de Registro do Araguaia, o médio Araguaia se estende de Registro do Araguaia até Conceição do Araguaia com uma distância de 1600 km e ainda o baixo Araguaia que se inicia logo após a planície do bananal e percorre 500 km, até seu encontro com o rio Tocantins (Latrubesse and Stevaux, 2006).

A bacia do rio Araguaia é caracterizada pela existência de uma planície de inundação, que compreende diversos ambientes terrestres sujeitos a recorrentes inundações durante o período chuvoso (Junk *et al.*, 1989; Nabout *et al.*, 2006). Desta forma, os ciclos de entrada e saída de água em uma planície de inundação, possibilitam a troca de matéria e energia entre a planície e o rio principal, contribuindo para a manutenção da diversidade de espécies nestas planícies (Bayley, 1995).

Foram amostradas 30 lagoas, sendo um ponto amostral por lagoa, localizadas no médio Araguaia em janeiro de 2012, durante o período de águas altas. Destas, 25 estão conectadas ao



médio Araguaia e 5 em rios tributários (rio das Mortes, rio Crixás, rio Vermelho e rio Cristalino), todas localizadas nos Estados de Goiás, Tocantins e Mato Grosso. Deve ser considerado que em linha reta foram percorridos cerca de 500 km ao longo do rio (ver Figura 1).



**Figura 1. Localização das lagoas amostradas ao longo do médio Araguaia e rios tributários.**

## 2.2. AMOSTRAGEM

As amostras de zooplâncton foram obtidas com o auxílio de uma bomba-sucção, sendo filtrados 500 L de água por amostra através de uma rede de plâncton com malha de 68  $\mu\text{m}$ . Posteriormente, as amostras foram concentradas em 100 ml, armazenadas em frascos de polietileno e fixadas com formaldeído a 4%.

Para a análise quantitativa, foram estabelecidas três sub-amostras com o auxílio de uma pipeta do tipo Hensen-Stempel (total de 6 ml) para cada amostra coletada, e contados no mínimo 200 indivíduos (tecamebas, copépodes, cladóceros e rotíferos) em câmaras de Sedwigck- Rafter, sob microscópio óptico (Bottrell *et al.*, 1976). A densidade total dos valores obtidos na contagem da amostra foi expressa em indivíduos/m<sup>3</sup>. Para a análise qualitativa, foram analisadas quantias individuais de 3 ml das amostras até que não fossem mais registradas novas espécies.

As variáveis ambientais utilizadas neste estudo foram transparência da água (Disco de Secchi) profundidade do ponto de coleta e turbidez (turbidímetro digital DIGMED). Foram coletadas também amostras de 500 ml de água nos pontos de amostragem para as análises de nitrogênio total, fósforo total e 500 ml para a análise da clorofila- *a*, as quais foram congeladas logo após a coleta e analisadas segundo os procedimentos descritos por Zagatto *et al.* (1981) e Golterman *et al.* (1978).

### 2.3. ANÁLISE DE DADOS

Foi utilizada uma Matriz de Distância Euclidiana para resumir a dimensionalidade dos dados ambientais (Legendre and Legendre, 2012). Para avaliar os níveis de concordância e de resoluções numéricas e taxonômicas entre todos os grupos e conjuntos de dados foi utilizado o teste Mantel (Legendre and Legendre, 2012). Assim, as matrizes de distância com dados de densidade foram calculados utilizando o índice de Bray-Curtis e com o índice de Jaccard para dados de presença/ausência de espécies. A significância do *r* de Mantel foi calculada por meio de 9.999 aleatorizações. Para realização do teste Mantel foi utilizado o pacote vegan (Oksanen *et al.*, 2013) e todas as análises foram feitas no programa R (R Development Core Team, 2013). O resultado deste teste (estatística *r*) varia de 0 a 1, sendo que o valor de Mantel igual a 1 indica

concordância perfeita entre as matrizes e o valor igual a 0 indica ausência total de correlação entre as matrizes.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. VARIAÇÃO AMBIENTAL E BIOLÓGICA

Foi encontrada uma grande variação ambiental entre as lagoas estudadas. Turbidez, clorofila-*a*, e transparência da água foram às variáveis com maiores coeficientes de variação (como mostrado na Tabela 2).

**Tabela 1. Valores mínimos (Min), Máximos (Max), média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das variáveis ambientais medidas nas lagoas de inundação do médio rio Araguaia e tributários.**

Variáveis ambientais	Min	Max	Média	DP	CV(%)
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	0.0	7.28	2.42	1.83	76
Turbidez (NTU)	3.4	127.0	29.22	26.22	90
Transparência (cm)	19.0	223.0	84.40	57.96	69
Profundidade (cm)	4.2	9.6	6.48	1.51	23
Fósforo total (µg/L)	4.6	31.17	16.08	6.42	40
Nitrato (mg/L)	0.0	0.8	0.27	0.14	52

Para a comunidade zooplanctônica foram encontradas um total de 159 espécies, distribuídas em 61 gêneros e 35 famílias, sendo os rotíferos o grupo mais representativo com 73 espécies, seguidos com 45 espécies de protozoários testáceos, 31 de cladóceros e 10 de copépodes (como mostrado na Tabela 2). *Bosminopsis deitersi* foi à espécie mais frequente, estando presente em 90% das lagoas investigadas. Em relação à densidade total de organismo zooplanctônicos, foi amostrado um total de 311.033 indivíduos, sendo os copépodes o grupo dominante com 132.478 indivíduos (cerca de 42% de todos os organismos coletados), seguidos por cladóceros (70.736 indivíduos e 23%), rotíferos (65.630 indivíduos e 21%) e protozoários testáceos (42.189 indivíduos e 14%). O valor de densidade mais elevado foi

observado na lagoa 28 com 20.801 ind./m<sup>3</sup>(ver Figura 2). Já a maior riqueza foi registrada nas lagoas 3 e 24 com 51 espécies (ver Figura 3).

**Tabela 2. Valores médios (ind.m-3) e desvio padrão (DP) dos organismos zooplancônicos amostrados em 30 lagoas na planície de inundação do rio Araguaia.**

Família/Espécie	Média	DP	Família/Espécie	Média	DP
<b>CLADÓCEROS</b>			<b>Gastropodidae</b>		
<b>Bosminidae</b>			<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	68.1	203.1
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	143.4	264.6	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)	58.1	170.0
<i>Bosmina huaronensis</i> Delachaux, 1918	9.3	38.9	<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	0.0	0.2
<i>Bosmina longirostri</i> (Muller, 1776)	8.0	25.0	<b>Hexarthridae</b>		
<i>Bosmina tubicen</i> Brehm, 1953	30.7	73.5	<i>Hexarthra fennica</i> (Levander, 1892)	3.3	18.3
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	601.3	450.2	<i>Hexarthra minuta</i> (Smirn, 1929)	8.0	43.8
<b>Chydoridae</b>			<b>Notommatidae</b>		
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862	21.3	56.6	<i>Cephalodella forficula</i> (Ehrenberg, 1830)	8.2	41.1
<i>Alona poppei</i> (Richard, 1897)	8.3	29.7	<i>Eosphora anthadis</i> Haring & Myers, 1922	0.7	3.7
<i>Alona pulchella</i> (Sars, 1901)	10.3	39.4	<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg, 1834	14.7	36.4
<i>Alona verrucosa</i> (Sars, 1901)	0.7	3.7	<i>Notommata pachyura</i> (Gosse, 1886)	0.7	3.7
<i>Alonella brasiliensis</i> (Sars, 1901)	2.7	14.6	<b>Mytilinidae</b>		
<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	11.4	38.5	<i>Mytilina mucronata</i> (Muller, 1773)	14.0	73.0
<i>Disparalona dadayi</i> (Birge, 1910)	0.1	0.3	<i>Mytilina trigona</i> (Muller, 1773)	2.3	9.7
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	0.3	0.2	<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	9.3	30.2
<i>Kurzia</i> sp.	2.3	9.7	<b>Proalidae</b>		
<i>Leydigiopsis curvirostris</i> (Sars, 1901)	3.3	18.3	<i>Proales doliaris</i> (Rousselet, 1895)	10.4	46.6
<b>Daphnidae</b>			<b>Synchaetidae</b>		
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	608.5	1082.2	<i>Polyarthra dolychoptera</i> Idelson, 1925	16.7	42.5
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	5.7	27.5	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	129.2	256.2
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	0.1	0.3	<b>Lecanidae</b>		

Família/Espécie	Média	DP	Família/Espécie	Média	DP
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	149.7	181.1	<i>Lecane aquila</i> Harring and Myers, 1926	5.0	27.7
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	5.3	22.9	<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	192.2	196.6
<i>Simocephalus</i> sp.	1.7	9.1	<i>Lecane candida</i> Harring and Myers, 1926	3.3	13.0
<b>Ilyocryptidae</b>			<i>Lecane cornuta</i> (Muller, 1786)	72.7	141.8
<i>Ilyocryptus sordidus</i> (Liévin, 1848)	3.4	12.7	<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	57.4	92.6
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	0.3	0.2	<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	45.4	166.9
<b>Macrothricidae</b>			<i>Lecane levystila</i> (Olofsson, 1917)	38.0	76.7
<i>Macrothrix squamosa</i> Sars, 1901	43.7	134.4	<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	5.3	18.1
<b>Moinidae</b>			<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956	7.1	22.4
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	208.8	351.5	<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	0.7	3.7
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	233.7	294.9	<b>Lepadellidae</b>		
<i>Moina reticulata</i> (Daday, 1905)	21.8	45.6	<i>Colurella</i> sp.	0.0	0.2
<b>Sididae</b>			<i>Lepadella patela</i> (Muller, 1786)	10.7	35.5
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> Hansen, 1899	13.3	39.1	<i>Lepadella ovalis</i> (Muller, 1786)	22.0	56.5
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	100.4	162.5	<i>Lepadella minuta</i> (Weber & Montet, 1918)	7.4	36.6
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korineck, 1981)	93.0	163.1	<b>Testudinellidae</b>		
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901	15.4	37.4	<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	21.3	48.1
<b>COPEPODES</b>			<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	31.8	64.2
<b>Cyclopidae</b>			<b>Trichocercidae</b>		
Copepodito	895.0	674.1	<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	154.7	338.8
<i>Mesocyclops ellipticus</i> Kiefer, 1936	2.7	11.4	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Sudzuki, 1956)	84.7	158.7
<i>Microcyclops</i> sp.	28.4	63.8	<i>Trichocerca longiseta</i> (Schrank, 1802)	6.0	21.1
Nauplius	2253.0	1263.0	<i>Trichocerca relictata</i> Donner, 1950	80.7	140.2
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	89.8	242.8	<i>Trichocerca vernalis</i> Hauer, 1950	6.0	21.1
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	107.4	282.1	<b>Trichotridae</b>		
<b>Diaptomidae</b>			<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	20.7	44.2
Copepodito	357.3	320.4	<b>TECAMEBAS</b>		

Família/Espécie	Média	DP	Família/Espécie	Média	DP
Nauplius	663.3	469.7	<b>Arcellidae</b>		
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl F., 1894)	0.0	0.2	<i>Arcella brasiliensis</i> Cunha, 1913	21.4	37.5
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> Dussart, 1986	19.3	105.9	<i>Arcella conica</i> (Playfair, 1918)	31.4	47.1
<b>ROTÍFEROS</b>			<i>Arcella costata</i> Ehrenberg, 1841	68.7	106.3
<b>Asplanchnidae</b>			<i>Arcella crenulata</i> Deflandre, 1928	41.2	120.7
<i>Asplanchna sieboldii</i> (Leydig, 1854)	80.7	206.6	<i>Arcella dentata</i> Ehrenberg, 1830	20.7	54.5
<b>Brachionidae</b>			<i>Arcella discóides</i> Ehrenberg, 1843	205.2	310.7
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851	21.0	61.2	<i>Arcella gibbosa</i> Penard, 1890	25.0	66.5
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	2.7	11.4	<i>Arcella hemisphaerica undulata</i> Deflandre, 1928	109.2	160.2
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	0.3	0.2	<i>Arcella megastoma</i> Penard, 1902	56.4	90.5
<i>Brachionus dolabratus</i> Harring, 1914	6.0	24.2	<i>Arcella mitrata</i> Meidy, 1876	45.2	67.2
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	18.7	42.0	<i>Arcella mitrata spectabilis</i> Deflandre, 1928	22.5	52.7
<i>Brachionus gillardi</i> Hauer, 1905	0.7	3.7	<i>Arcella rota</i> Daday, 1905	53.7	102.1
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	44.6	118.8	<i>Arcella rotundata alta</i> Playfair, 1918	88.0	191.8
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	40.4	117.3	<i>Arcella rotundata aplanata</i> Deflandre, 1928	26.1	81.0
<i>Brachionus zahniseri</i> Ahlstrom, 1934	47.2	122.2	<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1830	96.5	216.4
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	9.3	28.6	<b>Centropyxidae</b>		
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	7.3	30.8	<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, 1832)	36.0	73.0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	10.0	27.7	<i>Centropyxis discóides</i> Penard, 1902	43.6	78.0
<i>Keratella lenzi</i> Hauer, 1953	1.4	7.3	<i>Centropyxis ecornis</i> (Ehrenberg, 1841)	49.2	75.9
<i>Plationus patulus</i> (Mulle, 1786)	180.0	290.1	<b>Diffugiidae</b>		
<i>Platyias leloupi</i> Gillard, 1967	15.4	56.2	<i>Cucurbitella crateriformis</i> (Gauthier-Lievre & Thomas, 1960)	20.3	69.8
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	98.0	139.4	<i>Cucurbitella dentata quinquelobata</i> (Gauthier-Lievre & Thomas, 1960)	2.0	8.1
<b>Colothecidae</b>			<i>Cucurbitella dentata trilobata</i> (Gauthier-Lievre & Thomas, 1960)	50.7	114.7
<i>Colotheca</i> sp.	5.0	27.4	<i>Cucurbitella madagascarensis</i> (Gauthier-Lievre & Thomas, 1960)	0.7	3.7
<b>Conochilidae</b>			<i>Cucurbitella vlasinensis</i> Oden and Zivkovic, 1983	2.7	10.1

Família/Espécie	Média	DP	Família/Espécie	Média	DP
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	6.0	29.3	<i>Diffflugia achlora</i> (Penard, 1902)	10.0	28.7
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	12.7	59.1	<i>Diffflugia acuminata</i> Ehrenberg, 1838	7.3	33.4
<b>Dicranophoridae</b>			<i>Diffflugia brevicolla</i> Cash & Hopkinson, 1909	20.3	62.6
<i>Dicranophorus hauerianus</i> Wiszniewski, 1939	4.4	14.3	<i>Diffflugia corona</i> Wallich, 1864	30.7	55.0
<b>Epiphanidae</b>			<i>Diffflugia gramen</i> Penard, 1902	5.3	16.6
<i>Epiphanes clavulata</i> (Ehrenberg, 1832)	5.3	22.9	<i>Diffflugia globularis</i> Wallich, 1864	47.2	88.9
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)	4.3	14.3	<i>Diffflugia kempnyi</i> Stepánek, 1953	1.4	7.3
<i>Epiphanes</i> sp.	10.7	54.8	<i>Diffflugia litophila</i> Penard, 1902	28.7	67.3
<b>Euchlanidae</b>			<i>Diffflugia lobostoma</i> Leidy, 1879	6.3	27.6
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	1.3	7.3	<i>Diffflugia lobostoma multilobata</i> Gauthier Liévre & Thomas, 1958	6.7	19.2
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	5.9	18.4	<i>Diffflugia muriformis</i> Gauthier Liévre & Thomas, 1958	28.3	68.7
<i>Euchlanis dilatata unisetata</i> Leydig, 1854	10.7	39.2	<i>Diffflugia penardi</i> Cash & Hopkinson, 1909	10.9	44.4
<i>Euchlanis incisa mucronata</i> Ahlstrom, 1934	3.3	13.0	<i>Diffflugia stellastoma</i> (Vucetich, 1989)	46.8	115.0
<i>Euchlanis meneta</i> Myers, 1930	7.5	19.3	<i>Diffflugia tuberculata</i> (Wallich, 1864)	1.0	5.5
<i>Manfredium eudactylota</i> (Gosse, 1886)	3.3	10.6	<i>Protocurbitella coroniformis</i> GauthierLiévre & Thomas, 1960	1.4	7.3
<b>Filiniidae</b>			<i>Protocurbitella coroniformis eornis</i> GauthierLiévre & Thomas, 1960	0.7	3.7
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	141.4	234.6	<b>Euglyphidae</b>		
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	12.0	48.3	<i>Euglypha</i> cf. <i>acanthophora</i> (Ehrenberg, 1838)	8.7	31.5
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	89.7	113.8	<i>Euglypha filifera</i> Penard, 1890	1.3	7.3
<b>Flosculariidae</b>			<b>Lesquereusiidae</b>		
<i>Ptygura pedunculata</i> (Edmondson, 1939)	26.7	73.2	<i>Lesquereusia epistomium</i> Penard, 1902	10.0	38.9
<i>Sinantherina semibullata</i> (Thorpe, 1889)	2.0	11.0	<i>Lesquereusia spiralis</i> (Ehrenberg, 1840)	5.3	16.6
<i>Sinantherina spinosa</i> (Thorpe, 1893)	35.3	101.4	<i>Lesquereusia spiralis dlecoitrei</i> Ehrenberg Butschli and Van Oye 1959	0.7	3.7
			<i>Netzelia</i> sp.	11.4	38.0

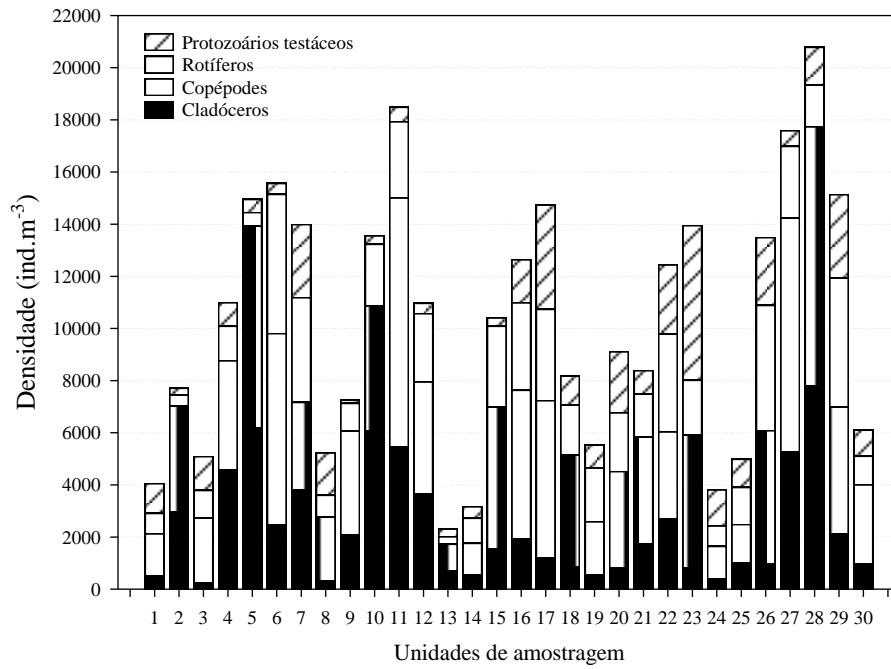


Figura 2. Densidade de espécies encontrada por lagoa no médio Araguaia e rios tributários.

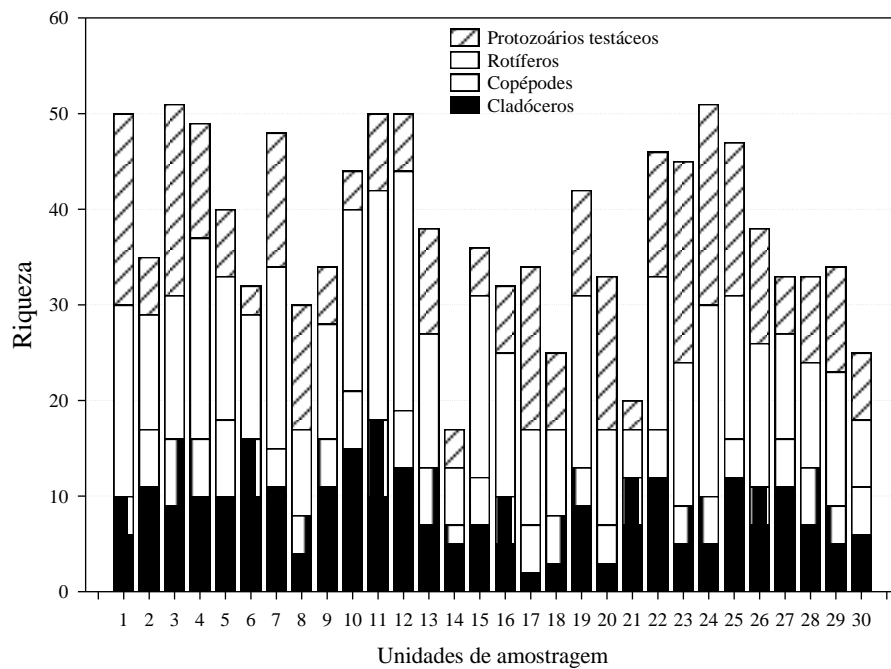


Figura 3. Riqueza de espécies encontradas por lagoa ao longo do médio Araguaia e rios tributários.



### 3.2. CONCORDÂNCIA AMBIENTAL E BIOLÓGICA

Os resultados do teste de Mantel entre os grupos zooplanctônicos e variáveis ambientais apresentaram correlações positivas, porém, abaixo de 0,50 (como mostrado na Tabela 3). Em relação à concordância entre os grupos, os rotíferos apresentaram padrões de distribuição espacial concordantes com tecamebas ( $r = 0,31$ ;  $P < 0,001$ ), copépodes ( $r = 0,27$ ;  $P = 0,001$ ) e cladóceros ( $r = 0,16$ ;  $P = 0,022$ ). Os cladóceros também apresentaram padrões de correlação com copépodes ( $r = 0,26$ ;  $P = 0,002$ ) (como mostrado na Tabela 3).

### 3.3. RESOLUÇÃO TAXONÔMICA E NUMÉRICA

Todos os grupos apresentaram um padrão concordante entre níveis de espécies/gêneros e espécies/famílias (resolução taxonômica). Com exceção das tecamebas, o nível de concordância foi elevado para os demais grupos, variando entre 0,53 e 0,97 (como mostrado na Tabela 3). Na resolução numérica (dados de densidade *versus* presença/ausência de espécies) todos os grupos também apresentaram valores significativos, com tecamebas e rotíferos apresentando os maiores valores (como mostrado na Tabela 3).

**Tabela 3. Resultados do teste de Mantel (r) e sua significância (P).**

		<b>R</b>	<b>P</b>
<b>Concordância ambiental e biológica</b>	<b>Grupos zooplanctônicos e Variáveis ambientais</b>		
	Cladóceros X Ambiente	<b>0.25</b>	0.006
	Copépodes X Ambiente	0.14	0.085
	Rotíferos X Ambiente	<b>0.17</b>	0.031
	Tecamebas X Ambiente	<b>0.18</b>	0.013
	<b>Grupos zooplanctônicos</b>		
	Cladóceros X Copépodes	<b>0.26</b>	0.002
	Cladóceros X Rotíferos	<b>0.16</b>	0.022
	Cladóceros X Tecamebas	0.08	0.140
	Copépodes X Rotíferos	<b>0.27</b>	0.001
	Copépodes X Tecamebas	0.01	0.423
	Rotíferos X Tecamebas	<b>0.31</b>	<0.001
	<b>Resolução taxonômica</b>	<b>Espécie e Gênero</b>	
Cladóceros		<b>0.97</b>	<0.001

	Copépode	<b>0.95</b>	<0.001
	Rotífero	<b>0.86</b>	<0.001
	Tecameba	<b>0.54</b>	<0.001
	<b>Espécie e Família</b>		
	Cladóceros	<b>0.88</b>	<0.001
	Copépode	<b>0.92</b>	<0.001
	Rotífero	<b>0.80</b>	<0.001
	Tecameba	<b>0.53</b>	<0.001
<b>Resolução numérica</b>	<b>Densidade e Presença/Ausência de espécies</b>		
	Cladóceros	<b>0.39</b>	0.001
	Copépode	<b>0.23</b>	0.010
	Rotífero	<b>0.59</b>	0.001
	Tecameba	<b>0.77</b>	0.001

#### 4. DISCUSSÃO

##### 4.1. VARIAÇÃO AMBIENTAL E BIOLÓGICA

Foi observada uma acentuada heterogeneidade ambiental entre as lagoas da bacia do Araguaia, apesar do efeito homogeneizador do pulso nestas planícies de inundação durante os períodos de águas altas destacado por Thomaz *et al.*, 2007. Tal heterogeneidade pode ser explicada tanto pela extensão espacial adotada no presente estudo (Nekola and White, 1999; Wetzel *et al.*, 2012), quanto pelos diferentes níveis de uso/ocupação do solo no entorno das lagoas. Outra causa importante, contribuindo para a heterogeneidade ambiental foi à inclusão de lagoas em rios tributários, que drenam diferentes bacias/micro-bacias hidrográficas.

O grupo dos rotíferos foi o mais representativo, semelhante ao resultado encontrado em outro estudo realizado em planície de inundação (Lansac-Tôha *et al.*, 2004). A maior riqueza de rotíferos em relação aos demais grupos zooplancônicos pode ser compreendida pelo fato desses organismos serem oportunistas (Allan, 1976) e beneficiados pelas alterações periódicas que ocorrem em planícies de inundação, caracterizadas pelas flutuações do regime hidrológico. Além das formas larvais (nauplius) e juvenis (copepodito) de copépodes

Cyclopidae e Diaptomidae, os cladóceros *Bosminopsis deitersi* e *Ceriodaphnia cornuta* estiveram entre as espécies com maiores densidades e frequências nas lagoas amostradas.

#### 4.2. CONCORDÂNCIA AMBIENTAL E BIOLÓGICA

Os resultados da concordância entre cladóceros, rotíferos e tecamebas apresentaram valores significativos com as variáveis ambientais. Padrões similares também foram observados entre diferentes grupos biológicos em lagos (Paszkowski and Tonn, 2000; Bini *et al.*, 2007), riachos (Heino *et al.*, 2003; Paavola *et al.*, 2003) e planícies de inundação (Azevedo and Bonecker, 2003; Padial *et al.*, 2012). Somente os copépodes não responderam de forma significativa aos gradientes ambientais. Além disso, os níveis de concordância observados foram relativamente baixos (variando entre 0,14 e 0,25), o que pode estar relacionado com a ausência de alguma variável importante não considerada neste estudo (como, por exemplo, predação). Por outro lado, as variáveis ambientais avaliadas são constantemente relacionadas à estruturação da comunidade zooplancônica e algumas apresentam coeficientes de variação elevados (principalmente a turbidez e transparência) (Lodi *et al.*, 2011).

De qualquer forma, não é recomendável a utilização de grupos substitutos (neste caso dados ambientais e zooplancônicos), uma vez que as correlações foram baixas. Segundo Heino (2010), valores aceitáveis de concordância devem ser acima de 0,70. Portanto, o presente estudo indica que a análise de dados biológicos e variáveis do ambiente são complementares, necessitando assim serem amostradas em conjunto.

Em relação à concordância entre os grupos, os rotíferos apresentaram concordância significativa com as tecamebas, copépodes e cladóceros e os cladóceros com copépodes, porém os valores foram muito baixos. A relação mais forte foi encontrada entre rotíferos e tecamebas, o que pode ser relacionado ao fato dos organismos pertencentes a estes grupos

possuírem tamanhos menores do que microcrustáceos. A segunda maior relação encontrada foi entre cladóceros e copépodes, o que pode estar relacionado a estes grupos apresentarem maior proximidade filogenética, apesar de suas diferenças de estratégias de vida (Bini *et al.*, 2007).

Por fim, mesmo que os resultados apresentados sejam significativos, a concordância para os grupos biológicos também foram baixas, sugerindo que os grupos zooplancônicos respondem a diferentes condições ambientais. Desse modo, considerando essencial a adoção de dados confiáveis para o planejamento e gestão de programas de biomonitoramento, os resultados sugerem que não é aconselhável a utilização de grupos substitutos dentro da comunidade zooplancônica.

#### **4.3. RESOLUÇÃO TAXONÔMICA E NUMÉRICA**

Os resultados do teste de Mantel sugerem que a resolução taxonômica de gênero e família para cladóceros, copépodes e rotíferos pode ser utilizada sem uma perda significativa de informação para as lagoas amostradas. No entanto, foi perceptível que a correlação entre as matrizes testadas apresentou um decréscimo quando o nível taxonômico mudou de gênero para família, de modo que o valor de concordância mais elevado foi obtido para os dados de espécie e gênero. Padrões de redução na concordância à medida que o nível taxonômico se torna mais alto foi verificado por Rimet & Bouchez (2012), esse fato é esperado, pois estima-se que a correlação seja alta quando ocorre uma menor variação possível entre as matrizes avaliadas.

De acordo com Lovell *et al.* (2007) valores da estatística  $r$  superiores a 0,75 indicam forte concordância entre os níveis taxonômicos testados, no entanto, Heino (2010) sugere que o valor aceitável para que a identificação em espécie possa ser substituída por outro nível taxonômico é mediante uma concordância com  $r$  igual a 0,70. No presente estudo, apesar da

concordância de todos os grupos zooplanctônicos apresentarem valores significativos, apenas as matrizes de gênero e família para os cladóceros, copépodes e rotíferos apresentaram um valor de  $r$  superior ao que foi citado, indicando que gênero ou família é o nível taxonômico mais confiável para substituir espécie nesta localidade.

A suficiência taxonômica também foi verificada em outros trabalhos que avaliavam a validade do uso de gênero ou família em substituição a espécie para plantas (Villaseñor et al., 2005), organismos bentônicos (Heino and Soininen 2007), aranhas (Cardoso et al., 2004), algas (Rimet and Bouchez 2012) e assembléia zooplanctônica (Azevedo and Bonecker, 2003; Bini et al., 2007; Lodi et al., 2011).

A resolução taxonômica em gênero ou família para organismos zooplanctônicos conforme aconselhado nesse estudo apresenta grandes acessibilidades, já que a identificação de espécies zooplanctônicas necessita visualizar estruturas diminutas (endopodito de copépodes), identificação de grupos com alta variabilidade morfológica (espécies de rotíferos), identificação e distinção de protuberâncias e espinhos (espécies de protozoários testáceos).

Nesse sentido, o uso da resolução taxonômica em níveis superiores a espécie no presente trabalho pode reduzir o tempo gasto no processo de identificação (Melo, 2005), permitir que taxonomistas menos experientes sejam envolvidos na pesquisa (Lovell et al., 2007) e diminuir os custos dos programas de biomonitoramento (Hirst, 2006). Entretanto, cabe ao pesquisador escolher o nível taxonômico mais adequado contemplando a área de estudo na qual vai ser monitorada e os objetivos a serem alcançados. Dessa maneira a utilização de nível taxonômico mais grosseiro pode trazer benefícios e maior agilidade no processo.

Considerando a resolução numérica, de acordo com a literatura dados de densidade são considerados mais propícios para prever pequenas mudanças na estrutura de comunidades (Gushman and McGarigal 2004). Apesar de significativos, os resultados obtidos no presente

trabalho são baixos sugerindo que o uso de dados de presença/ausência de espécies dos cladóceros, copépode e rotíferos é insuficiente para gerar os mesmo padrões dos dados de densidade.

Muitos estudos analisam metodologias que aperfeiçoem programas de monitoramento ambiental por meio da suficiência numérica considerando diversos grupos biológicos (Cardoso et al., 2004; Heino and Soininen 2007). Portanto, somente os dados gerados por incidência de espécies de protozoários testáceos podem ser aplicados a futuros programas de monitoramento ambiental sem o comprometimento de informações.

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A importância de programas de controle e monitoramento ambiental é incontestável, uma vez que, estes estudos são considerados como ferramentas potenciais para avaliação de impactos antrópicos, nos ecossistemas. Além disso, o uso de grupos substitutos ou resolução taxonômica e numérica podem ser alternativas para reduzir a necessidade de monitorar vários grupos, ocasionando uma redução de gastos financeiros, levando em consideração que a eficiência de tais programas é um fator fundamental para garantir a continuidade desses projetos.

Portanto, os resultados obtidos neste trabalho indicam que (i) devem ser identificados todos os grupos zooplancctônicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas), (ii) podem ser adotadas maiores resoluções taxonômicas para cladóceros, copépodes e rotíferos, sendo aconselhável a consideração de gênero ou família ao invés de espécies, (iii) podem ser considerados os dados de presença/ausência de espécies para tecamebas e para cladóceros, copépodes e rotíferos, devem ser considerados dados de densidade. Por fim, algumas simplificações como as que foram sugeridas neste trabalho, são justificáveis para atingir o objetivo dos programas de monitoramento ambiental de forma eficiente.

**REFERÊNCIAS**

- ALLAN, J. D., 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, vol. 110, p. 165-180.
- AQUINO, S., LATRUBESSE, E.M. and FILHO, E.E.D., 2008. Relações entre o regime hidrológico e os ecossistemas aquáticos da planície aluvial do rio Araguaia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, vol. 30, p. 361-369.
- BALMFORD, A., LYON, A.J.E., LANG, R. M., 2000. Testing the higher-taxon approach to conservation planning in a megadiverse group: the macrofungi. *Biological Conservation*, vol. 93, p. 209-217.
- BARBOSA, F. A. R., 1994. Programa brasileiro para conservação e manejo de águas interiores: síntese das discussões. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 5, p. 211-222.
- BARREIRO, A., GUISANDE, C., MANEIRO, I., VERGARA, A., RIVEIRO, I. and IGLESIAS, P., 2007. Zooplankton interactions with toxic phytoplankton: some implications for food web studies and algal defence strategies of feeding selectivity behaviour, toxin dilution and phytoplankton population diversity. *Acta Oecologica*, vol.32, p.279-290.
- BAYLEY, P.B., 1995. Understanding large river: floodplain ecosystems. *Bio Science*, vol. 45, p. 153-158.
- BINI, L.M., GALLI VIEIRA, L.C., MACHADO, J. and MACHADO VELHO, L.F., 2007. Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *International review of hydrobiology*, vol.92, p.9-22.
- BOTTRELL, H. H., A. DUNCAN, Z. M. GLIWICZ, E. GRYGIEREK, A. HERZIG, A. HILLBRICHTILKOWSKA, H. KURASAWA, P. LARSSON & T. WEGLENSKA, 1976.

Review of Some Problems in Zooplankton Production Studies. *Norwegian Journal of Zoology*, vol. 24, p. 419-456.

BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F., NESSIMIAN, J. L., 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Caderno Saúde Pública*, vol. 19, p. 465-473.

CARDOSO, P., SILVA, I., OLIVEIRA, N. G., SERRANO, A. R. M., 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, vol. 117, p. 453-459.

CARNEIRO, F.M., BINI, M.L. and RODRIGUES, L.C., 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analyses of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicators*, vol.10, p.249-255.

DAUVIN, J.C., GESTEIRA, J. L. and FRAGA, M. S., 2003. Taxonomic sufficiency: na overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 46, p. 552-555.

DE AZEVEDO, F. and BONECKER, C. C., 2003. Community size structure of zooplanktonic assemblages in three lakes on the upper River Paraná floodplain, PR-MS, Brazil. *Hidrobiologia*, vol. 505, p. 147-158.

DUDGEON, D., ARTHINGTON, A.H., GESSNER, M.O., KAWABATA, Z.-I., KNOWLER, D.J., LÉVÊQUE, C., NAIMAN, R.J., PRIEUR-RICHARD, A.-H., SOTO, D., STIASSNY, M.L.J. and SULLIVAN, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, vol. 81, p. 163–182.

GALLEGO, I., DAVIDSON, T. A., JEPPESEN, E., PÉREZ-MARTÍNEZ, C., SÁNCHEZ-CASTILLO, P., JUAN, M., 2012. Taxonomic ontological approaches? Searching for



phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators*, vol. 18, p. 575-585.

GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S. and OHNSTAD, M.A.M., 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. Oxford: Blackwell Scientific Publication, p. 1978. 214.

GUSHMAN, S. A. and MCGARIGAL, K., 2004. Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos*, vol. 105, p. 117-124.

GUZMÁN-ALVIS, A.I. and CARRASCO, F., 2005. Taxonomic aggregation and redundancy in a tropical macroinfaunal assemblage of the southern Caribbean in the detection of temporal patterns. *Scientia Marina*, vol.69, p.133-141.

HEINO, J. and SOININEN, J., 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation*, vol.1, p. 78-89.

HEINO, J., 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*, vol. 10, p. 112-117.

HEINO, J., MUOTKA, T., PAAVOLA, R. and PAASIVIRTA, L., 2003. Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using single taxonomic groups? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 9, p. 1039-1049.

HIRST, A.J., 2006. Influence of taxonomic resolution on multivariate analyses of arthropod and macroalgal reef assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, vol.324, p. 83-93.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. and SPARKES, R.E., 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, vol. 106, p. 110-127.

KHAN, S.J., 2006. Is species level identification essential for environmental impact studies? *Current science*, vol.91, p.29-34.

LANDEIRO, V. L., BINI, L. M., COSTA, F. R., FRANKLIN, E., NOGUEIRA, A., DE SOUZA, J. L., ET AL. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, vol. 23, p. 366-373.

LANSAC-TOHA, F.A., BONECKER, C.C., VELHO, L.F.M. and LIMA, A., 2004. "Composition, species richness and abundance of the zooplankton community". *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, p.145-190.

LATRUBESSE, E.M. and STEUVAX, J.C., 2006. Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície de inundação do Rio Araguaia, Brasil Central. *Revista UnG – Geociências*, vol. 5, p. 65-73.

LEGENDRE, L. and LEGENDRE, L., 2012. *Numerical ecology. Developments in environmental modelling* Place: Elsevier Science & Technology, p.853.

LODI, S., VIEIRA, L.C.G., VELHO, L.F.M., BONECKER, C. C., DE CARVALHO, P., BINI, L. M., 2011. Zooplankton Community Metric as Indicators of Eutrophication in Urban Lakes. *Natureza and Conservation*, vol. 9, p. 87-92.

LOVELL, S., HAMER, M., SLOTOW, R. and HEBERT, D., 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biological Conservation*, vol. 139, p. 113-125.

LOVETT, G.M., BURNS, D.A., DRISCOLL, C.T., JENKINS, J.C., MITCHELL, M.J., RUSTAD, L., SHANLEY, J.B., LIKENS, G.E. and HAEUBER, R., 2007. Who needs environmental monitoring? *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol.5, p.253-260.

- MANDELIK, Y., ROLL, U. and FLEISCHER, A., 2010. Cost-efficiency of biodiversity indicators for Mediterranean ecosystems and the effects of socio-economic factors. *Journal of applied ecology*, vol.47, p.1179-1188.
- MARCOT, B. G. and FLATHER, H. C., 2007. "Species-level strategies for conserving rare or little-known species." *Conservation of rare or little-known species: biological, social, and economic considerations*. Island, Press, Covelo, p. 125-164.
- MELO, A. S., 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using macroinvertebrates. *Archive Hydrobiology*, vol. 164, p. 309-323.
- MORENO, P., CALLISTO, M., FERRACINI, V., QUEIROZ, S. and SILVEIRA, M., 2004. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas (MG). *Bioindicadores de qualidade da água*, p.95-116.
- NABOUT, J.C.; NOGUEIRA, I.S.; OLIVEIRA, L.G., 2006. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia river, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research*, vol. 28, p. 181-193.
- NEKOLA, J., WHITE, P. S., 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, vol. 26, p. 867-878.
- OBERHAUS, L., GÉLINAS, M., PINEL-ALLOUL, B., GHADOUANI, A. and HUMBERT, J.-F., 2007. Grazing of two toxic *Planktothrix* species by *Daphnia pulex*: potential for bloom control and transfer of microcystins. *Journal of Plankton research*, vol.29, p.827-838.
- OKSANEN, J., GUILLAUME, F. B., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H. and WAGNER, H.,

2013. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-6. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

PAAVOLA, R., MUOTKA, T., VIRTANEN, R., HEINO, J., KREIVI, P., 2003. Are biological classifications of headwaters streams concordant across multiple taxonomic groups. *Freshwater Biology*, vol. 48, p. 1912-1923.

PADIAL, A. A., DECLERCK, S. A., DE MEESTER, L., BONECKER, C. C., LANSAC-TÔHA, F. A., RODRIGUES, L. C., TAKEDA, A., TRAIN, S., VELHO, L. F., BINI, L. M. 2012. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. *Freshwater Biology*, vol. 57, p. 2411-2423.

PASZOKOWSKI, C. A., TONN W. M., 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*, vol. 43, p. 421-437.

PEREIRA, A. P. S., VASCO, A. N. do, BRITTO, F. B., MÉLLO JÚNIOR, A. V. and NOGUEIRA, E. M. de S., 2011. Biodiversidade e estrutura da comunidade zooplanctônica na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Poxim. *Ambiente e Água- An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, vol. 6, p. 191-205.

RIMET, F. and BOUCHEZ, A., 2012. Biomonitoring river diatoms: Implications of taxonomic resolution. *Ecological Indicator*, vol. 15, p. 92-99.

SÁNCHEZ-MOYANO, J.E., FA, D.A., ESTÁCIO, F.J. and GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2006. Monitoring of marine benthic communities and taxonomic resolution: an approach through diverse habitats and substrates along the Southern Iberian coastline. *Helgoland Marine Research*, vol.60, p.243-255.

SANDERSON, E.W., JAITEH, M., LEVY, M.A., REDFORD, K.H., WANNEBO, A.V. and WOOLMER, G., 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild: The human footprint

is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *Bio Science*, vol.52, p.891-904.

TEAM, R.D.C., 2009. R version 2.9. 2, R Project for Statistical Computing, Vienna, Austria.

THOMAZ, S. M., BINI, L. M. and BOZELLI, R. L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, vol. 579, p. 1-13.

VILLASEÑOR, J. L., IBARRA-MARÍQUEZ, G., MEAVE, A. J., ORTIZ, E., 2005. Higher Taxa as Surrogates of Plant Biodiversity in a Megadiverse Country. *Conservation Biology*, vol. 1, p. 232-238.

WETZEL, C. E.; BICUDO, D.C.; ECTOR, L.; LOBO, E.A.; SOININEN, J.; LANDEIRO, V.L.; BINI, L.M., 2012. Distance decay of similarity in neotropical diatom communities. *Plos One*, vol. 7, p. 1-8.

WILSON, E.O., 2004. Taxonomy as a fundamental discipline. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, p.359-739.

ZAGATTO, E.A.G., JACINTHO, A.O., REIS, B.F., KRUG, F.J., BERGAMIN, H., PESSEDA, L.C.R., MORTATTI, J. and GINÉ, M.F., 1981. Manual de análises de plantas empregando sistemas de injeção em fluxo. Universidade de São Paulo. Piracicaba, p. 45.