



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

ANA PAULA CAPELARI FERNANDES

**Diversidade de espécies zooplanctônicas e a heterogeneidade de recursos em diferentes ambientes de uma planície Neotropical**

Maringá  
2013

ANA PAULA CAPELARI FERNANDES

**Diversidade de espécies zooplanctônicas e a heterogeneidade de recursos em diferentes ambientes de uma planície Neotropical**

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

Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Cláudia Costa Bonecker

Maringá  
2013

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

F363d Fernandes, Ana Paula Capelari, 1987-  
Diversidade de espécies zooplanctônicas e a heterogeneidade de recursos em diferentes ambientes de uma planície Neotropical / Ana Paula Capelari Fernandes. -- Maringá, 2013.  
55 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2013.  
Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Cláudia Costa Bonecker.

1. Zooplâncton de água doce - Comunidades, Ecologia de - Heterogeneidade de recursos - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Zooplâncton de água doce - Recurso alimentar - Algas perifíticas e planctônicas. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -592.178209816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

ANA PAULA CAPELARI FERNANDES

**Diversidade de espécies zooplanctônicas e a heterogeneidade de recursos em diferentes ambientes de uma planície Neotropical**

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

COMISSÃO JULGADORA

Dr.<sup>a</sup> Cláudia Costa Bonecker  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Jayme Santangelo  
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Liliana Rodrigues  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 11 de março de 2013.

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

Dedico a Maria Eduarda Fernandes,  
que me ensinou a forma mais pura do amor.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus, pois apesar de não acreditar que ele interceda diretamente em nossas vidas, acredito que ele coloca anjos para iluminar e tornar nosso caminho menos árduo e mais feliz...esses anjos são mais conhecidos como família e amigos e é a eles que me refiro a partir daqui...

A minha família (vó Neguinha, tia Marcia, tia Rose, tio Zé, tio Ruber, Cami, Fê, Nanda e Tetê) e em especial aos meus pais (Antonio e Celma) por serem meu porto seguro e sempre confiarem em mim.

A Maria Eduarda, que com apenas 9 anos já fez uma faculdade e um mestrado (rs)...e me ensinou o que é amor de verdade...é por você que eu sempre busco ser melhor!

A minha mãe e meu vô Neno que lá de cima cuidam de mim! “A morte não é nada...Porque eu estaria fora de seus pensamentos, agora que estou apenas fora de suas vistas? Eu não estou longe, apenas estou do outro lado do caminho...Você que aí ficou, siga em frente, a vida continua, linda e bela como sempre foi.” (Santo Agostinho)

A todos os professores do PEA pelos ensinamentos, em especial ao Dr. Fábio Amôdeo Lansac-Tôha, Dr. Luiz Felipe Machado Velho, Dr. Horácio Ferreira Júlio Júnior, Dr. Luiz Carlos Gomes, Dr. Siney Magela Thomaz e Dra. Claudia Costa Bonecker, que não se sentiram satisfeitos em serem professores e foram mestres. “Benditos todos aqueles que foram talhados para educar os homens. Pois que tirá-los das trevas da ignorância e fazê-los palmilhar as sendas do conhecimento é obra sublime aos olhos de Deus.” (Geison V. Lira)

A todos do laboratório de fitoplâncton que com toda a paciência me introduziram no mundo “algal”, em especial a Dra. Suziclei Jati, a Dra. Luzia Rodrigues e a (quase) Dra. Jascieli Carla Bortolini pela paciência e auxílio na identificação e discussão do trabalho.

A todos do laboratório de perifíton, em especial a professora Dra. Liliana Rodrigues, Bárbara, Érika e Jaques por me ensinarem as intermináveis algas perifíticas.

Ao laboratório de limnologia, em especial a Dú, pelos ensinamentos e ajuda com as amostras.

Ao Dr. Nadson Ressye Simões, que me ajudou desde a ideia inicial até os incansáveis problemas estatísticos. A você que, na difícil arte de ensinar, me induziu à dúvida ao invés da certeza, à crítica ao invés da passividade, e me levou além das teorias, ensinando a trilhar meu caminho com meus próprios pés, sem que eu me sentisse desamparada...valeu Rei!

A Dra. Juliana Déo Dias, por estar sempre disposta a me ajudar, me acalmar na hora do sufoco e pelas palavras de incentivo.

A família zooplanctônica, Prof. Fábio, Claudinha, Ju, Fê, Bia, Felipinho, Lou, Diogo, Leily, Fabi, Clari, Tássia, Fran, Vanessa, Rodrigo, Teyti, Elis, Érikinha, Ciro, Nadson, Lê, Nando, Bia do Nando, Paulão, Ari, entre outros (são 8 anos rs) por além de me ajudarem na identificação e na discussão dos trabalhos, fazerem os meus dias mais alegres e gordos (rs)

Ao Ciro e Lou pelas incansáveis discussões com os mástax!

A Clari, Fabi e Ari pela ajuda na identificação dos cladóceros.

Ao pessoal da Ecoaquática Tu, Japa, Poca, Raca, Giovane, Cleiton, Helô, Carol e Ju e aos novos amigos de BC, em especial a Dani, que fizeram menor a dor da saudade e me acolheram como uma família.

A Fabi por ter me ensinado que os rotíferos e os ovos de resistência (quando eclodem!) são os melhores, pela amizade desde o começo.

A Louizi, que um dia eu ensinei, mas hoje ela me ensina muito mais do que aprende comigo, você é um exemplo de como toda pessoa deve ser!

Ao Diogo, pela amizade nas aulas, ajuda na identificação dos copépodes (quase) sem reclamar (rs). Nós começamos e terminamos juntos (não porque somos enrolados, o nome disso é parceria, certo? (rs)). Você é muito mais que um amigo é um irmão pra mim!

A Leilane por ser essa pessoa tão “bacaníssima” e alegrar nosso dia-a-dia com suas gírias rebuscadas (para não dizer idosas rs).

Aos meus amigos de infância que carrego desde sempre e pra sempre, em especial a Bruna e Leticia por estarem sempre ao meu lado.

As amigas da faculdade Paula, Re, Deise, Fran e Val por terem feitos desses 5 anos tão especiais e continuarem sempre perto, apesar da distância.

A turma PEA/2011 pelas risadas e companheirismo nas aulas. Em especial ao grupo Hoplias sp. (Taise, Jasci, Bárbara, Pri, Diogo e Jaques), são amigos que levarei para sempre.

A minha equipe de coleta Claudinha, Tato, Horácio e Leilane, sem vocês seria impossível coletar, segundo o Diogo, o rio Paraná inteiro (rs)

“Quem tem um amigo, mesmo que um só, não importa onde se encontre, jamais sofrerá de solidão; poderá morrer de saudades, mas não estará só.” (Amyr Klink)

À Salete e ao João, pela paciência, atenção e ajuda com as bibliografias.

A Aldenir e a Jocemara por estarem sempre dispostas a ajudar e ensinar como devemos preencher todos os formulários e além de tudo por terem paciência com nossos atrasos e erros quase frequentes nas documentações.

Ao Nupélia e PEA pelo apoio financeiro;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado e apoio financeiro através do PELD, projeto através do qual os dados foram originados.

A, Capes e Proex pelo fomento a pesquisa.

E por fim e, talvez a mais importante, agradeço a Dra. Claudia Costa Bonecker, minha orientadora. Na verdade o nome dela devia estar em cada parágrafo destes agradecimentos, porque ela foi (é) minha professora, orientadora, amiga, mãe...e apesar de eu ter pensado mil formas de defini-la e agradecer, é muito difícil colocar em palavras tudo o que ela representa...então eu queria te agradecer por ser tão “Claudinha”, porque quem te conhece sabe tudo o que isso representa!

Enfim, a todos que contribuíram de alguma forma para a realização desse trabalho.

“Sonho que se sonha só,  
É só um sonho que se sonha só  
Mas sonho que se sonha junto é realidade”

(Prelúdio – Raul Seixas)

Obrigada por tornarem do meu sonho uma realidade!

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos  
não é senão uma gota de água no mar.  
Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.”  
(Madre Tereza de Calcutá)



## **Diversidade de espécies zooplanctônicas e a heterogeneidade de recursos em diferentes ambientes de uma planície Neotropical**

### **RESUMO**

A diversidade de espécies é um tema em ecologia de comunidades que está sendo amplamente discutido e os fatores que a influenciam tem gerado muito interesse e sido foco de vários estudos. Dentre esses fatores, está a heterogeneidade do recurso, e o seu aumento é determinante para coexistência de um maior número de espécies, o que resultaria em uma maior diversidade. Investigou-se se a relação “heterogeneidade de recursos-diversidade de espécies” explica a diversidade de espécies zooplanctônica em ambientes de uma planície de inundação neotropical. Foi pressuposto uma relação linear entre a diversidade do zooplâncton e a riqueza e diversidade de espécies, equitabilidade das comunidades algais e tamanho do recurso, e uma relação unimodal entre a diversidade do zooplâncton e abundância algal perifítica e planctônica. Esses atributos das comunidades algais foram considerados como aspectos heterogêneos do recurso. As amostragens foram realizadas no plâncton das regiões litorânea e pelágica de diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011. Os resultados obtidos mostraram que a heterogeneidade dos recursos alimentares influenciou a diversidade de espécies zooplanctônicas e dos diferentes grupos. A equitabilidade das comunidades algais foi um importante preditor para a relação investigada. A diversidade zooplanctônica na região litorânea esteve mais relacionada com a comunidade algal perifítica do que com o fitoplâncton, sugerindo que há uma compartimentalização do zooplâncton nos ambientes da planície, a despeito das constantes trocas de massa de água entre as duas regiões e, por conseguinte, de fauna. E a ausência de relações lineares entre a diversidade zooplanctônica e a heterogeneidade algal planctônica, na região pelágica, sugerem que outros fatores podem estar influenciando nesta relação, como a predação, visto que esta região não oferece locais de refúgio, e outras fontes de recursos alimentares, como os protozoários planctônicos e as bactérias. Assim, tornam-se necessários mais estudos que possam esclarecer melhor essas relações da diversidade zooplanctônica e a heterogeneidade de recurso, principalmente, englobando outros fatores como predação e cadeia alimentar microbiana.

**Palavras-chave:** Diversidade de espécies. Heterogeneidade de recursos. Zooplâncton. Algas. Recurso alimentar.

## **Zooplankton species diversity and heterogeneity of resources in different environments of a Neotropical floodplain**

### ***ABSTRACT***

The species diversity is a topic in community ecology that has been widely discussed, and the factors which influence it have generated much interest and have been the focus of several studies. Among these factors, there is the resource heterogeneity, and its increase is crucial for the coexistence of a larger number of species, which would result in greater diversity. It was investigated the relationship between the "heterogeneous resources and the species diversity" to explain the diversity of zooplankton species in a neotropical floodplain environment. It was assumed a linear relationship between the zooplankton diversity and the richness and diversity of the species, equitability of the algal communities and resources size, and a unimodal relationship between the zooplankton diversity and the abundance of the periphyton and planktonic algal. These attributes of algal communities were considered as heterogeneous resource aspects. Samples were taken of the coastal and pelagic plankton of different environments of the floodplain of the upper Paraná River, in November 2011. Our results showed that the heterogeneity of the food resources influenced the diversity of the zooplankton species and its different groups. The equitability of the algal communities was an important predictor of the relationship investigated. The zooplankton diversity in the coastal region was more related to algal periphyton community than to phytoplankton, suggesting that there is a compartmentalization of zooplankton in lowland environments, despite constant changes in the water body between the two regions and, as a result, the fauna. The absence of linear relationships between the zooplankton diversity and the phytoplankton algal heterogeneity in the pelagic region suggest that other factors may be influencing this relationship, such as predation, since this region does not provide places of refuge, and other sources of food resources, as planktonic protozoa and bacteria. Thus, further studies are necessary to clarify these relationships between zooplankton diversity and resource heterogeneity, mainly concerning other factors such as predation and microbial food chain.

***Keywords:*** Species diversity. Heterogeneity of resource. Zooplankton. Algae. Food resource.

Dissertação elaborada e formatada conforme  
as normas da publicação científica *PLoS ONE*,  
Disponível em: <[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1365-2427](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1365-2427)>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	13
2.1 ÁREA DE ESTUDO E ESTRATÉGIA DE AMOSTRAGEM.....	13
2.1.1 Região litorânea.....	13
2.1.1.1 <i>Caracterização limnológica dos locais de amostragem</i> .....	14
2.1.1.2 <i>Amostragens e análise em laboratório das comunidades</i> .....	16
2.1.1.2.1 <i>Comunidade zooplanctônica</i> .....	16
2.1.1.2.2 <i>Comunidade de algas perifíticas</i> .....	17
2.1.1.2.3 <i>Comunidade de algas planctônicas</i> .....	18
2.1.2 Região pelágica.....	19
2.1.2.1 <i>Amostragem e análise das variáveis limnológicas e das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica</i> .....	20
2.2 INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE DE RECURSOS ALIMENTARES SOBRE A ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE ZOPLANCTÔNICA.....	22
<b>3 RESULTADOS</b> .....	23
3.1 REGIÃO LITORÂNEA.....	23
3.2 REGIÃO PELÁGICA.....	33
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	37
<b>5 CONCLUSÃO</b> .....	41
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	42
APÊNDICE A - Inventário faunístico da comunidade zooplanctônica registrada nos locais de amostragem .....	49

## 1 INTRODUÇÃO

A variação do número de espécies e os mecanismos que geram e mantêm os padrões de diversidade de espécies são questões que intrigam não só aos ecólogos, mas também a qualquer pessoa que se interesse pelo mundo natural, pois não se trata apenas de uma questão interessante, mas também de importância prática (Begon *et al.*, 2007). Tendo em vista que a sociedade humana utiliza direta ou indiretamente as espécies existentes e, além disso, cada espécie tem um papel funcional no ecossistema (Ehrlich, 1997).

Estudos que visam mensurar e/ou entender o número de espécies presente em qualquer ecossistema são de grande importância. Um dos pioneiros a discutir esse tema foi Hutchinson, com seu trabalho “Homage to Santa Rosalia or Why are there so many kinds of animals?” publicado em 1959. O autor apontou diversos fatores que poderiam influenciar no número de espécies presentes nos diferentes ambientes, como a evolução da comunidade, produtividade, tamanho do *habitat*, estabilidade e rigor ambiental,

Dentre estes, a produtividade primária dos ambientes aquáticos tende a apresentar uma relação direta com a diversidade de espécies, uma vez que é a base da cadeia trófica nestes ambientes. Entretanto, essa relação é dependente da heterogeneidade dos recursos (Hutchinson, 1959; Tilman, 1982; Naeem *et al.*, 1990; Tilman & Pacala, 1993; Declerck *et al.*, 2007; Aranguren-Riñaño *et al.*, 2011), incluindo aspectos qualitativos e quantitativos.

A hipótese de heterogeneidade de recursos propõe que, para uma determinada área, o aumento da diversidade ou variedade do recurso implica no aumento do número de espécies, e, por conseguinte, em uma maior coexistência (Tilman, 1982). Além disso, uma maior variedade de recursos pode sustentar um maior número de espécies especialistas. Ao mesmo tempo, pode aumentar o número de espécies raras e, concomitantemente, a diversidade específica. Entretanto, uma maior variedade do recurso não representa uma maior quantidade do mesmo, e neste caso não haveria um aumento na diversidade específica, e sim no número de indivíduos por espécies (Begon *et al.*, 2007; Tilman, 1982; Tilman & Pacala, 1993). Todavia, ressalta-se que, em condições de recursos limitados, apenas um pequeno subconjunto de espécies é capaz de se estabelecer (Abrams, 1995; Rosenzweig, 1995), aquelas melhores competidoras, o que leva há um aumento da dominância de espécies na comunidade e a redução da diversidade de espécies.

Vários estudos apontam, ainda, que a relação entre a diversidade de espécies e a heterogeneidade de recursos é, frequentemente, caracterizada por respostas unimodais (Tilman, 1982; Naeem, 1990; Dodson *et al.*, 2000; Chase & Leibold, 2002; Weitz &

Rothman, 2003; Barnett & Beisner, 2007; Aranguren-Riaño *et al.*, 2011). Essa resposta demonstra o aumento do número de espécies ao longo do gradiente de recursos, sendo a maior diversidade constatada em níveis intermediários deste gradiente, quando a quantidade de recursos também atinge o seu máximo. O elevado consumo do recurso pelo maior número de espécies leva ao declínio de sua composição, o que resulta em uma menor heterogeneidade de recurso e a redução da diversidade de espécies (Tilman, 1982; Declerck *et al.*, 2007).

Portanto, ambientes com uma ampla variedade de recursos disponíveis devem sustentar uma elevada diversidade específica. Essa relação, então, contribui para o entendimento da alta diversidade de espécies encontrada em ambientes de planície de inundação, cuja variedade de *habitats*, bem como sua estruturação, pode disponibilizar uma maior heterogeneidade de recursos, que sustentaria, por sua vez, comunidades altamente diversas (Junk *et al.*, 1989; Duncan, 1993; Ward & Stanford, 1995; Petts & Amoros, 1996; Ward *et al.*, 1999; Agostinho *et al.*, 2002).

Estudos que visam relacionar a diversidade de espécies e a heterogeneidade de recursos na planície de inundação do alto rio Paraná, ainda, são escassos. Dentre as comunidades aquáticas, que apresentam elevada diversidade de espécies nesta planície, encontra-se a zooplânctônica (541 espécies – Lansac-Tôha *et al.*, 2009), presente tanto na região pelágica como litorânea, próximo as macrófitas aquáticas, em todos os ambientes deste ecossistema (Lansac-Tôha *et al.*, 2004, 2009; Colares *et al.*, 2013). Essa alta diversidade de espécies está relacionada com a sua elevada capacidade de colonização e de resiliência as alterações ambientais (Simões *et al.*, 2013b).

Nesse sentido, visto que 50% da produção primária na natureza ocorrem em ambientes aquáticos e a alta diversidade de espécies, frequentemente encontrada nestes ambientes (Striebel *et al.*, 2012), nosso trabalho tem como objetivo investigar uma das relações teóricas que explicam a diversidade de espécies em ambientes de uma planície de inundação neotropical.

Além disso, o trecho do rio Paraná a ser estudado é o último livre de barramento em território brasileiro, o que justifica ampliar o conhecimento da diversidade biótica regional e sua manutenção, visando estudos futuros de conservação da planície de inundação a este associada, visto que cada espécie tem um importante papel funcional no ecossistema (Magurran, 2011), e em especial as espécies zooplânctônicas que representam uma fração da produção secundária deste ecossistema, e funcionam como elo entre os produtores primários e níveis tróficos superiores.

Assim, acreditamos que a diversidade de espécies zooplanctônicas é influenciada pela heterogeneidade de recursos nas regiões litorânea e pelágica de diferentes ambientes de uma planície de inundação neotropical, uma vez que recursos alimentares com diferentes características permitiriam a coexistência de mais espécies, como afirmado por Tilman (1982). Os recursos alimentares considerados neste estudo foram as comunidades algal periférica e planctônica, cujos atributos descritores de sua heterogeneidade foram riqueza e diversidade de espécies, equitabilidade das comunidades, e tamanho e abundância dos indivíduos. Foi pressuposto uma relação linear entre a diversidade zooplanctônica e a diversidade, riqueza de espécies, a equitabilidade das comunidades algais e tamanho do recurso e, e uma relação unimodal entre a diversidade do zooplâncton e a abundância algal periférica e planctônica.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO E ESTRATÉGIA DE AMOSTRAGEM

#### 2.1.1 Região litorânea

Esse estudo foi desenvolvido em 34 locais de amostragens, distribuídos em cinco lagos e em áreas de remanso de um canal na planície de inundação do alto rio Paraná (22° 40' - 22° 50' S e 53°10' - 53°40' W) (Figura 1), que faz parte da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, durante a realização do projeto de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD- sítio 6), *A planície alagável do rio Paraná: estrutura e processo ambiental* (Nupélia-UEM/CNPq).

Os locais de amostragem foram distribuídos na região litorânea dos diferentes ambientes, dentro de bancos de macrófitas multiespecíficos, com predomínio de *Eicchornia azurea* Kunth, que é a macrófita dominante nos ambientes da planície. Essas amostragens foram realizadas em novembro de 2011, no período matutino. Ao longo da série temporal de estudos do PELD, esse mês é caracterizado, em geral, como um período de transição entre a seca e a enchente na planície. Desta forma, foi possível investigar as comunidades e as condições ambientais dos locais de amostragem fora das fases de retração e expansão da área dos lagos, respectivamente. De acordo com Simões *et al.* (2012), os lagos são caracterizadas por condições abióticas e bióticas distintas entre estas fases, incluindo os atributos da comunidade zooplanctônica.

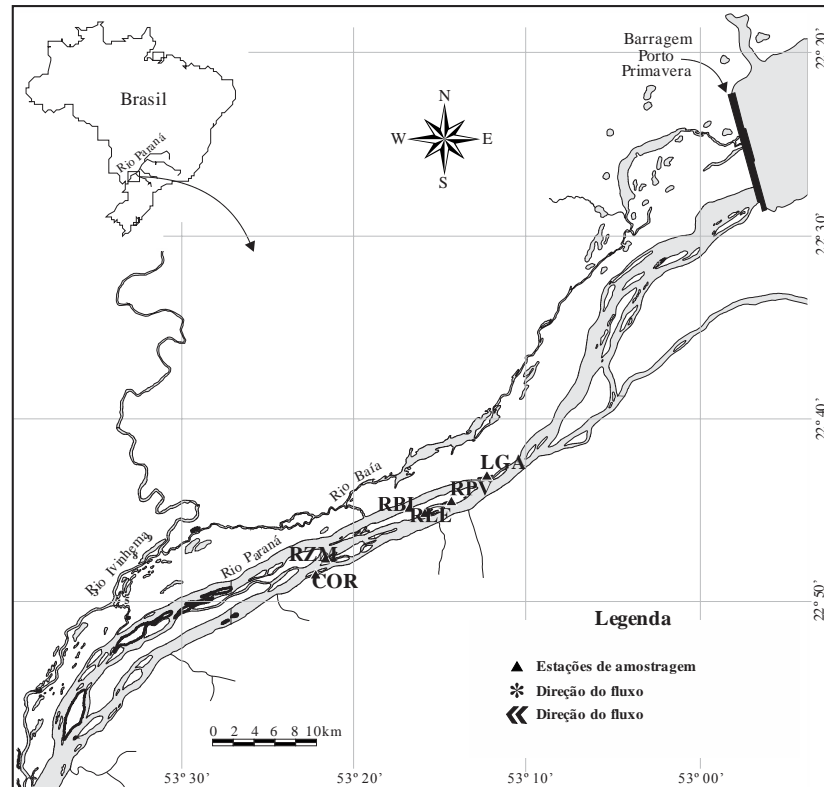


Figura 1: Localização dos ambientes onde os 34 locais de amostragem foram distribuídos (LGA = lagoa das Garças, RBI = ressaco do Bilé, RPV = ressaco do Pau Véio, RLE = ressaco do Leopoldo, RZM = ressaco Zé da moita e COR = canal Cortado) na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS).

#### 2.1.1.1 Caracterização limnológica dos locais de amostragem

Os valores da temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido foram obtidos a subsuperfície dentro de cada banco de macrófita, com auxílio de potenciômetros digitais portáteis. A transparência da água foi estimada a partir da aferição do disco de Secchi no ambiente.

Amostras de água para a análise da concentração de clorofila-a foram coletadas a subsuperfície, concomitantemente as variáveis físicas e químicas, com auxílio de garrafa de Van Dorn (1 litro). Alíquotas de água foram filtradas em filtros de fibra de vidro (Whatman GF/F), os pigmentos foram extraídos com acetona 90%, e os valores estimados a partir da leitura em espectrofotômetro (663 e 775 nanômetros) (Golterman *et al.*, 1969).

Os locais de amostragem apresentaram características limnológicas semelhantes em relação às variáveis ambientais estudadas, exceto o oxigênio dissolvido que apresentou um alto desvio-padrão (Tabela 1).



Tabela 1. Valores médios, mínimo, máximo e desvio padrão das variáveis ambientais aferidas nos 34 locais de amostragem, durante o período de estudo.

Variáveis ambientais	Mínimo	máximo	média	desvio padrão
Temperatura (°C)	24,5	28	25,90	0,92
Oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )	1,94	12,76	12,46	2,53
pH	5,72	6,99	6,47	0,32
Condutividade elétrica (μS.cm <sup>-1</sup> )	48,3	61,5	55,41	3,55
Transparência da água (m)	0,5	2,2	1,08	0,38
Clorofila-a (ug.L <sup>-1</sup> )	0	17,75	6,99	5,05

A partir dessas informações, foi possível caracterizar os locais a partir de uma Análise de Componentes Principais (ACP), utilizando os dados transformados em  $\log(x+1)$ , exceto o pH, e com auxílio do programa estatístico PC-ORD versão 4.01 (McCune & Mefford, 1999).

Os dois primeiros eixos da análise (CP1 e CP2) foram os que apresentaram a maior explicação da variação das condições ambientais (67% da variação ambiental) (critério de Broken-Stick - Jackson (1993) (CP1;  $\lambda_1 = 2,32$ , e 38% de variação; e CP2;  $\lambda_2 = 1,74$ , e 29% de variação). Os coeficientes de estrutura que apresentaram maior correlação com os CP1 e CP2 foram identificados com valores maiores que 0,50 (em módulo). Desta maneira, as variáveis positivamente correlacionadas com o CP1 foram a condutividade elétrica e a concentração de clorofila-a, e negativamente, o oxigênio dissolvido. Para o CP2, as variáveis que apresentaram uma correlação, de forma positiva, foram a temperatura da água, a condutividade elétrica, a transparência da água e a concentração de clorofila-a, e de forma negativa o oxigênio dissolvido. O resaca do Leopoldo apresentou características limnológicas distintas dos demais ambientes, e em especial, conforme observado no CP1, maiores valores de condutividade elétrica e concentração de clorofila-a e menores de oxigênio dissolvido e pH (Figura 2).

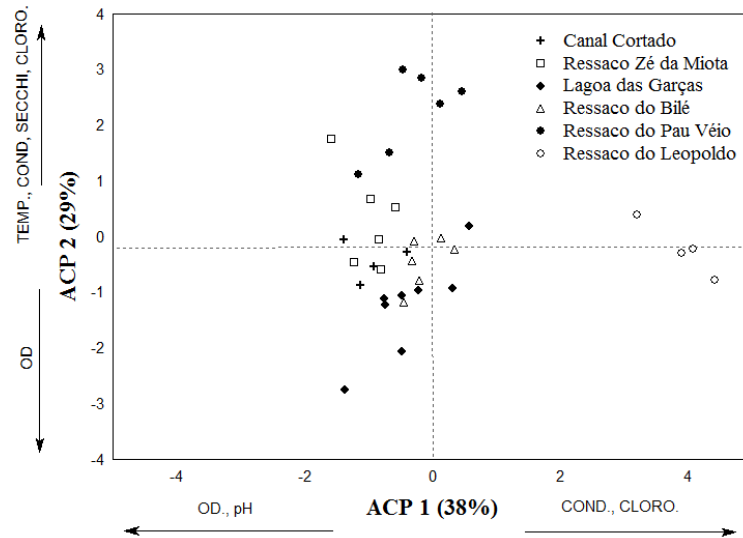


Figura 2. Análise de Componentes Principais mostrando a variação das condições ambientais (COND = condutividade elétrica, CLORO = concentração de clorofila-a, OD = oxigênio dissolvido, TEMP = temperatura da água, SECCHI = transparência da água) dos locais de amostragem na planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

#### 2.1.1.2 Amostragem e análise em laboratório das comunidades

##### 2.1.1.2.1 Comunidade zooplanctônica

O zooplâncton foi amostrado ao longo da coluna de água, em cada local, através de arrastos verticais e rede de plâncton (68  $\mu\text{m}$ ) até a profundidade pré-estabelecida de 1,5m, ou até a profundidade máxima de cada local (se esta fosse inferior a 1,5m). Em cada banco de macrófita foram realizados três arrastos aleatoriamente, e essas amostras foram concentradas com a mesma rede de plâncton a fim de compor uma amostra por local.

O volume filtrado em cada arrasto foi calculado pela seguinte equação:  $V_f = \pi \cdot r^2 \cdot d$ , onde  $V_f$  é o volume filtrado pela rede,  $r$  é o raio da boca da rede (0,15 m), e  $d$  é a distância percorrida pela rede (Pinto-Coelho, 2004), e o volume de cada amostra por local foi a soma dos três arrastos. O material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno devidamente etiquetados e fixado em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

A diversidade  $\alpha$  da comunidade zooplanctônica foi avaliada a partir da análise da riqueza de espécies, em cada amostra composta, sob microscópio óptico, com auxílio lâminas e lamínulas comuns e câmara de Sedgwick-Rafter, até a estabilização da curva de incremento de espécies. A identificação das espécies foi realizada com auxílio de bibliografia especializada: Koste (1978), Sendacz & Kubo (1982), Reid (1985), Segers (1995) e Elmoor-Loureiro (1997).

A abundância dos indivíduos zooplanctônicos foi determinada a partir da contagem, em câmaras de Sedgwick-Rafter, de no mínimo 50 indivíduos de cada grupo (rotíferos, cladóceros e copépodes) em três sub-amostragens subsequentes, obtidas com pipeta do tipo Stempel (2,5 ml). Amostras pobres em indivíduos foram quantificadas na íntegra e os resultados expressos em ind m<sup>-3</sup>.

A diversidade de espécies (**D**) da comunidade zooplanctônica, em cada banco de macrófita, foi estimada através do índice de Inverse Simpson (Magurran, 2011). O índice de Simpson é descrito pela expressão:  $\Sigma (ni/N) \times \log_2 (ni/N)$ , onde **ni** é o número de indivíduos na i-ésima espécie e **N**, o número total de indivíduos na amostra (Pielou, 1975). Entretanto, este é fortemente afetado pela espécie dominante na amostra, então para que este índice seja mais sensível a riqueza de espécies, foi utilizado o recíproco deste, que é expresso por **1/D**, onde **D** é a diversidade de Simpson (Magurran, 2011).

A equitabilidade foi calculada através da divisão da forma recíproca do índice de Simpson (Inverse Simpson) pelo número de espécies da amostra, essa medida é comumente chamada de uniformidade de Simpson e é expressa pela fórmula  $E_{1/D} = (1/D)/S$ , onde **D** é a diversidade de Simpson e **S** é a riqueza de espécies (no nosso caso a riqueza por classes). Esta medida varia de 0 a 1 e não é sensível à riqueza de espécies (Magurran, 2011).

#### 2.1.1.2.2 Comunidade de algas perifíticas

Os substratos naturais para amostragem das algas perifíticas consistiram de pecíolos da macrófita *Eichhornia azurea* Kunth em estágio adulto, ou seja, a partir do sexto ramo conforme recomendação de Schwarzbald (1990). Os pecíolos foram removidos cuidadosamente da macrófita e cortados com auxílio de uma tesoura, padronizando aproximadamente 10 cm, acondicionados em frascos de Wheaton (150 ml) borrifados com água destilada e mantidos no gelo. Os substratos foram amostrados em réplicas em cada banco de macrófita para análise dos atributos da comunidade algal (composição e dominância específica e tamanho dos indivíduos).

No laboratório, a remoção da comunidade algal perifítica do substrato foi realizada com auxílio de lâmina de aço, revestida em papel alumínio, e jatos de água destilada para ajudar a lavar o substrato e a lâmina. Para o cálculo da área dos pecíolos, foram obtidos o seu comprimento e diâmetro, com um paquímetro, e utilizada a fórmula da estimativa da área de um cilindro, devido a semelhança do pecíolo com esta figura geométrica (Schwarzbald, 1990).

O material designado à análise qualitativa do perifiton foi fixado em solução Transeau na proporção 1:1 conforme recomendado por Bicudo & Menezes (2006). A análise

taxonômica das algas perifíticas foi realizada por meio da preparação de lâminas temporárias, em microscopia óptica binocular com ocular micrometrada e câmara clara acoplada, nos aumentos de 400x e 1000x (Bicudo & Menezes, 2006).

Os táxons perifíticos foram identificados por classe com base na bibliografia clássica e regional. O enquadramento sistemático se baseou em Komárek & Anagnostidis (1986; 1989) e Anagnostidis & Komárek (1988, 1990) para a Cyanobacteria; e Round (1971 recomendado por Bicudo & Menezes, 2006) para os demais táxons.

A abundância das classes das algas perifíticas foi estimada a partir do método de Utermöhl (1958), sendo contados 50 campos aleatórios, até a estabilização do incremento do número de indivíduos por classe, sob microscópio invertido (marca Zeiss), com ocular milimétrica acoplada. A classe dominante foi considerada como aquelas que perfizeram mais de 80% da abundância.

O tamanho dos indivíduos foi obtido a partir da medida de 50 indivíduos de cada classe, sob microscópio invertido (marca Zeiss), com ocular milimétrica acoplada, procurando abranger os tamanhos de picoperifíticas (0,2 – 2,0 $\mu$ m), nanoperifíticas (2,0 – 20 $\mu$ m) e microp perifíticas (20  $\mu$ m – 60  $\mu$ m).

A diversidade por classes (**D**) e a equitabilidade da comunidade foram estimadas estimada através do índice de Inverse Simpson (Magurran, 2011) e da medida de uniformidade de Simpson, respectivamente, assim como para o zooplâncton.

#### 2.1.1.2.3 Comunidade de algas planctônicas

Amostras quantitativas e qualitativas da comunidade fitoplanctônica foram obtidas com auxílio de garrafa de Van Dorn (1 litro), a partir de amostras compostas da coluna de água em cada local. Essas amostras foram obtidas a partir da coleta de água na superfície, meio e fundo, totalizando três litros, e logo após foram homogeneizadas e separados 150 ml. Esse material foi acondicionado em frascos de vidro (150 mL), previamente identificados, e fixado com lugol acético.

As análises da composição fitoplanctônica foram realizadas de acordo com Utermöhl (1958). Para o enquadramento no grupo de Cyanobacteria foi utilizado Komárek & Anagnostidis (1989, 1998, 2005); e para os demais grupos Reviere (2003).

A abundância das classes de algas planctônicas foi estimada a partir do método de Utermöhl (1958), sendo contados 50 campos aleatórios, até a estabilização do incremento do número de indivíduos por classe, sob microscópio invertido (marca Zeiss), com ocular

milimétrica acoplada. A classe dominante foi considerada como aquela (ou aquelas) que perfizeram (ou perfizeram) mais de 80% da abundância total.

O tamanho dos indivíduos foi obtido a partir da medida de 50 indivíduos de cada classe, procurando abranger os tamanhos picoplâncton (0,2 – 2,0 $\mu$ m), nanoplâncton (2,0 – 20 $\mu$ m) e micropoplâncton (20  $\mu$ m – 60  $\mu$ m), sob microscópio invertido (marca Zeiss), com ocular milimétrica acoplada.

A diversidade por classes (D) e a equitabilidade do fitoplâncton foram estimadas estimada através do índice de Inverse Simpson (Magurran, 2011) e da medida de uniformidade de Simpson, respectivamente, assim como para o zooplâncton e as algas perifíticas.

### 2.1.2 Região pelágica

As amostragens na região pelágica foram desenvolvidas na mesma área do estudo da região litorânea, no entanto incluiu um maior número de ambientes. Esses ambientes estão inseridos nas três sub-bacias da planície de inundação, incluindo o rio principal (sub-bacia Paraná) e dois principais tributários (sub-bacias Baía e Ivinheima).

As variáveis limnológicas e as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foram amostradas em 29 lagoas, sendo dezesseis lagoas conectadas (com diferentes níveis de conectividade com a calha principal dos rios) e treze lagoas desconectadas (sem comunicação com a calha principal dos rios) (Figura 3), no mês de dezembro de 2011 (uma semana após as coletas realizadas para região litorânea), a fim de abranger o mesmo período para ambos os compartimentos, evitando assim a influência das fases de retração e expansão da área das lagoas, respectivamente.

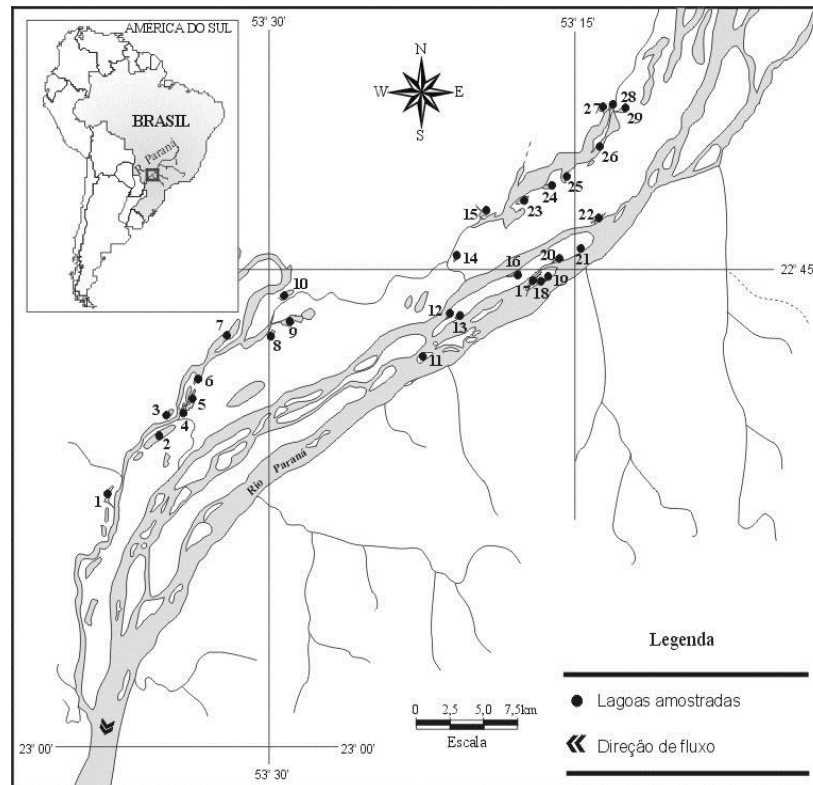


Figura 3. Locais de amostragem nos diferentes sistemas da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS).

### 2.1.2.1 Amostragem e análise das variáveis limnológicas e das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica

A amostragem das variáveis limnológicas e das comunidades fitoplanctônica foram realizadas a sub-superfície da coluna de água da região pelágica de cada lagoa, no período matutino, seguindo as mesmas metodologias descritas anteriormente.

Concomitantemente foram realizadas amostragens da comunidade zooplanctônica com auxílio de moto-bomba e rede de plâncton (68 $\mu$ m), sendo filtrados 600 litros por amostra. Posteriormente, o material foi fixado com solução de formaldeído a 4%, tamponado com carbonato de cálcio.

As análises destas variáveis e das comunidades em laboratório também seguiram as mesmas metodologias descritas para cada grupo. Os dados das variáveis limnológicas e da comunidade fitoplanctônica foram cedidos pelos laboratórios de Limnologia Básica e Fitoplâncton do Nupélia – UEM, respectivamente.

A diversidade (D) das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, em cada lagoa, foi estimada através do índice de Inverse Simpson (Magurran, 2011). E a equitabilidade da comunidade fitoplanctônica foi calculada através da medida de uniformidade de Simpson (Magurran, 2011).

Os locais de amostragem apresentaram características limnológicas distintas em relação às variáveis ambientais estudadas, por pertencerem a sub-bacias diferentes e possuírem diferentes graus de conexões com os rios principais (Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios, mínimo, máximo e desvio padrão das variáveis ambientais aferidas na região pelágica das 29 lagoas amostradas, durante o período de estudo.

Variáveis ambientais	mínimo	máximo	Média	desvio padrão
Temperatura (°C)	24,1	30,3	27,2	1,41
Oxigênio dissolvido (mg/L <sup>-1</sup> )	0,1	7,4	4,3	2,00
pH	5,8	7,5	6,6	0,46
Condutividade (uS/cm <sup>-1</sup> )	21,5	65,5	39,1	13,93
Alcalinidade (mEq/L <sup>-1</sup> )	131,5	533,2	299,2	115,86
Secchi (m)	0,2	2,5	1,0	0,61
Material em suspensão total (ug/L <sup>-1</sup> )	0,1	20,2	1,9	3,69
Material em suspensão inorgânica (mg/L <sup>-1</sup> )	0,0	17,1	1,3	3,13
Material em suspensão orgânico (mg/L <sup>-1</sup> )	0,1	3,1	0,6	0,63
Clorofila-a (ug/L <sup>-1</sup> )	0,5	52,8	11,4	12,54
Nitrogênio total (ug/L <sup>-1</sup> )	565,1	2091,9	1065,0	351,81
Nitrato (ug/L <sup>-1</sup> )	0,0	261,1	42,9	66,82
Amonia (ug/L <sup>-1</sup> )	6,6	50,6	16,1	7,83
Fósforo total (ug/L <sup>-1</sup> )	10,3	141,0	44,5	27,98
Fosfato (ug/L <sup>-1</sup> )	4,1	99,6	14,6	17,64

A partir dessas informações, foi possível caracterizar os locais a partir de uma Análise de Componentes Principais (ACP), utilizando os dados transformados em  $\log(x+1)$ , exceto o pH, e com auxílio do programa estatístico PC-ORD versão 4.01 (McCune & Mefford, 1999).

Os dois primeiros eixos da análise (CP1 e CP2) foram os que apresentaram a maior explicação da variação das condições ambientais (61% da variação ambiental) (critério de Broken-Stick - Jackson (1993) (CP1;  $\lambda_1 = 7,37$ , e 46% de variação; e CP2;  $\lambda_2 = 2,40$ , e 15% de variação). Os coeficientes de estrutura que apresentaram maior correlação com os CP1 e CP2 foram identificados com valores maiores que 0,50 (em módulo). Desta maneira, as variáveis positivamente correlacionadas com o CP1 foram pH, transparência da água, material em suspensão total, material em suspensão inorgânico (MSI), material em suspensão orgânico e nitrato, e aquelas negativamente correlacionadas foram nitrogênio total (NT), fósforo total, fosfato e clorofila-a. Para o CP2, as variáveis que apresentaram uma correlação, de forma positiva, foram a condutividade elétrica e a alcalinidade, e de forma negativa a temperatura e o oxigênio dissolvido. (Figura 4).

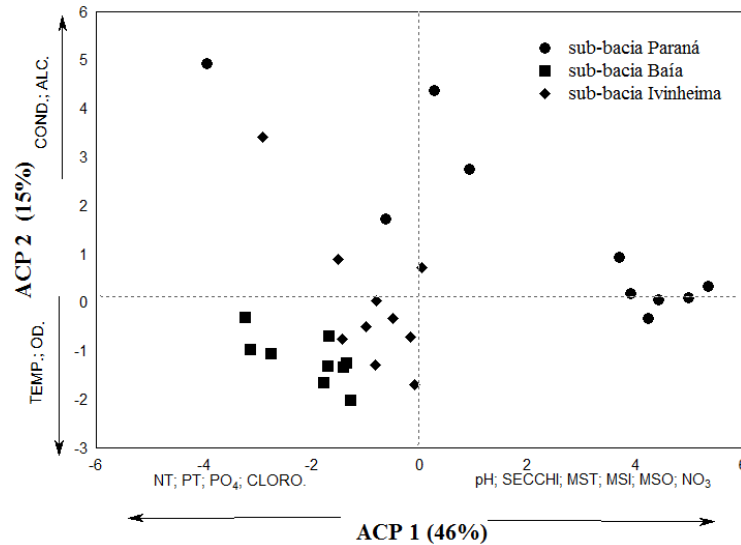


Figura 4 Análise de Componentes Principais mostrando a variação das condições ambientais (COND = condutividade elétrica, CLORO = concentração de clorofila-a, OD = oxigênio dissolvido, TEMP = temperatura da água, SECCHI = transparência da água, ALC = alcalinidade; NT = nitrogênio total, NO<sub>3</sub> = nitrato; PT = fósforo total; PO<sub>4</sub> = fosfato; MST = material em suspensão total, MSI = material em suspensão inorgânico; MSO = material em suspensão orgânico) nas lagoas na planície de inundação do alto rio Paraná, em dezembro de 2011.

## 2.2 INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE DE RECURSOS ALIMENTARES SOBRE A ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

Para verificar se a heterogeneidade do recurso afeta a diversidade de espécies zooplanctônicas na região litorânea, foi realizada uma análise de regressão linear múltipla, sendo considerada como variável resposta a diversidade da comunidade zooplanctônica e as variáveis independentes os atributos dos recursos algais (perifiton e fitoplâncton) (riqueza e diversidade de espécies, equitabilidade das comunidades, e tamanho e abundância dos indivíduos). Os bancos de macrófitas foram considerados como réplicas estatísticas. Para a região pelágica foram realizadas análises de regressão linear simples e as lagoas foram consideradas como réplicas estatísticas. Essas análises foram realizadas usando o programa computacional R versão 3.0 (R Development Core Team, 2012), com pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2011) e “BiodiversityR” (Kindt, R. & Coe, R., 2005).

Para testar se o efeito da heterogeneidade de recursos algais na diversidade da comunidade zooplanctônica era unimodal, foi realizada, a priori, uma inspeção visual dos gráficos, para aqueles em que a relação entre a variável resposta e a variável independente não era linear foi utilizado uma análise de regressão quadrática/polinomial, onde os maiores



valores de diversidade da variável resposta são registrados em valores intermediários dos atributos testados do recurso alimentar. Esta análise foi realizada com o software Statistica 7.0 (Statsoft Inc., 2005). Os dados de abundância das algas perifíticas e planctônicas em ambos os compartimentos amostrados foram logaritimizados ( $\log x+1$ ), a fim de evitar resíduos devido a diferença entre estes e os valores de diversidade zooplanctônica.

Para análise dos grupos zooplanctônicos, foram considerados os rotíferos e microcrustáceos, este último englobando cladóceros e copépodes. Estes foram agrupados, pois além de pertencerem ao mesmo filo, se considerados separados apresentaram uma riqueza de espécies muito inferior a dos rotíferos. E, ainda, quando analisados separadamente, neste trabalho, apresentaram respostas semelhantes.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 REGIÃO LITORÂNEA

Foram registrados 159 táxons zooplanctônicos na região litorânea, sendo 105 táxons de rotíferos, 54 de microcrustáceos (38 de cladóceros e 16 de copépodes). Os táxons estiveram distribuídos em 27 famílias, das quais Brachionidae, Lecanidae e Trichocercidae foram as mais representativas para rotíferos (19, 17 e 17 táxons, respectivamente) e Chydoridae (21 táxons) e Cyclopidae (13 táxons) microcrustáceos (APÊNDICE A).

A diversidade zooplanctônica variou de 1,7 a 15,2 e os valores mais baixos foram encontrados em alguns bancos de macrófitas da Lagoa das Garças (P11-P17) e Ressaco do Pau Véio (P25-P30), onde foi observada uma alta abundância das espécies de rotífero *Keratella cochlearis* e *Polyarthra vulgaris* em relação aos demais indivíduos zooplanctônicos. Em geral, os valores de diversidade dos rotíferos foram maiores que os registrados para microcrustáceos (Tabela 3).

Tabela 3. Valores de diversidade zooplanctônica (DZ), diversidade de rotíferos (DR), diversidade de microcrustáceos (DM), diversidade da comunidade de algas planctônicas (DF), equitabilidade da comunidade de algas planctônicas (EF), abundância da comunidade de algas planctônicas (ABF), abundância de algas microplanctônicas (ABFM), abundância de algas nanoplanctônicas (ABFN), diversidade da comunidade de algas perifíticas (DP), equitabilidade da comunidade de algas perifíticas (EP), abundância da comunidade de algas perifíticas (ABP), abundância de algas microperifíticas (ABPM) e abundância de algas nanoperifíticas (ABPN) registrados na zona litorânea nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

<b>Pontos</b>	<b>DZ</b>	<b>DR</b>	<b>DM</b>	<b>DF</b>	<b>EF</b>	<b>ABF</b>	<b>ABFM</b>	<b>ABFN</b>	<b>DP</b>	<b>EP</b>	<b>ABP</b>	<b>ABPM</b>	<b>ABPN</b>
<b>P1</b>	9,6	4,0	6,0	3,4	0,074	82,0	18,0	64,0	1,2	0,170	19960,2	2206,8	17753,3
<b>P2</b>	8,0	7,2	4,5	3,0	0,083	156,0	24,0	132,0	1,1	0,190	69503,5	2068,9	67434,6
<b>P3</b>	4,1	2,7	1,4	1,8	0,109	213,0	12,0	201,0	1,3	0,114	23076,6	2871,6	20205,1
<b>P4</b>	10,7	4,8	6,1	2,0	0,122	183,0	12,0	171,0	1,1	0,190	53127,9	1611,4	51516,4
<b>P5</b>	9,9	6,2	5,2	4,1	0,041	112,0	18,0	94,0	1,0	0,191	69511,8	2639,1	66872,7
<b>P6</b>	8,1	9,7	4,2	3,3	0,050	152,0	30,0	122,0	1,1	0,188	21242,7	1440,2	19802,5
<b>P7</b>	13,9	11,6	5,7	3,1	0,081	125,0	19,0	106,0	1,1	0,148	20732,4	2290,0	18442,3
<b>P8</b>	13,6	7,5	7,8	1,7	0,200	259,0	82,0	177,0	1,1	0,176	37464,0	2883,9	34580,1
<b>P9</b>	13,6	10,0	6,5	1,4	0,173	251,0	63,0	188,0	1,1	0,188	49156,2	5254,0	43902,2
<b>P10</b>	15,2	8,9	7,9	2,1	0,119	185,0	64,0	121,0	1,3	0,132	19488,6	3120,0	16368,6
<b>P11</b>	4,2	2,4	3,2	1,8	0,139	849,0	657,0	192,0	1,9	0,086	7363,7	6294,4	1069,3
<b>P12</b>	4,3	2,9	3,5	1,5	0,134	928,0	800,0	128,0	1,5	0,114	17489,7	9673,2	7816,5
<b>P13</b>	2,6	2,2	3,2	2,3	0,087	1025,0	545,0	480,0	1,4	0,146	23461,0	8711,9	14749,1
<b>P14</b>	2,2	1,7	4,0	2,2	0,089	1057,0	641,0	416,0	1,2	0,167	26443,8	4379,8	22064,0
<b>P15</b>	2,1	1,9	2,8	2,0	0,083	932,0	512,0	420,0	1,1	0,153	78615,5	8984,6	69630,9
<b>P16</b>	4,8	1,5	6,6	2,0	0,085	720,0	480,0	240,0	1,2	0,144	51398,9	5015,0	46383,9
<b>P17</b>	3,5	2,4	3,7	2,8	0,072	544,0	368,0	176,0	1,1	0,153	57795,9	5806,8	51989,1
<b>P18</b>	7,5	5,2	3,7	3,6	0,055	448,0	112,0	336,0	1,1	0,135	63324,6	4676,2	58648,4
<b>P19</b>	5,0	2,5	2,7	2,7	0,125	64,0	0,0	64,0	1,1	0,126	46697,2	2829,0	43868,2
<b>P20</b>	8,7	10,1	3,9	4,0	0,035	848,0	208,0	640,0	1,1	0,103	49625,7	1844,1	47781,7
<b>P21</b>	9,7	3,6	6,6	2,9	0,058	352,0	112,0	240,0	1,1	0,110	72817,2	5111,3	67705,9
<b>P22</b>	7,8	10,8	4,8	3,8	0,052	336,0	112,0	224,0	1,2	0,109	61042,7	3546,9	57495,8
<b>P23</b>	9,2	13,1	3,9	2,8	0,091	576,0	64,0	512,0	1,2	0,107	31789,9	1497,5	30292,3
<b>P24</b>	5,7	8,3	3,0	3,2	0,062	281,0	49,0	232,0	1,3	0,099	19052,9	1766,9	17286,0
<b>P25</b>	3,6	2,6	1,5	1,5	0,083	3795,0	3475,0	320,0	1,8	0,060	33611,1	6471,1	27139,9
<b>P26</b>	2,4	1,9	1,6	1,6	0,101	4420,0	3812,0	608,0	2,0	0,056	57122,3	7876,8	49245,5
<b>P27</b>	2,8	2,7	2,2	1,4	0,119	2610,0	2434,0	176,0	1,9	0,057	18767,6	7261,9	11505,7
<b>P28</b>	3,0	2,8	2,6	1,5	0,096	5013,0	4597,0	416,0	1,7	0,067	21748,4	3412,0	18336,4
<b>P29</b>	5,1	4,6	1,6	1,3	0,112	3059,0	2851,0	208,0	1,2	0,092	49188,8	7520,8	41668,0
<b>P30</b>	6,7	5,7	1,5	1,8	0,095	801,0	609,0	192,0	1,1	0,147	70651,6	6431,0	64220,6
<b>P31</b>	3,1	2,5	2,2	3,5	0,041	1361,0	160,0	1201,0	1,5	0,115	17633,4	4554,7	13078,7
<b>P32</b>	1,7	1,6	3,0	3,1	0,045	1874,0	160,0	1714,0	1,3	0,110	28935,1	3788,3	25146,8
<b>P33</b>	5,4	4,2	4,3	3,8	0,044	1265,0	160,0	1105,0	1,2	0,119	36082,3	3596,9	32485,5
<b>P34</b>	3,3	2,9	2,1	3,8	0,044	1153,0	208,0	945,0	1,2	0,118	13633,9	1750,2	11883,7

A comunidade de algas planctônicas esteve representada por dez classes, sendo Bacillariophyceae a mais abundante (22.317 ind.ml<sup>-1</sup>) (Figura 5). Com relação às classes de tamanho, as algas planctônicas foram enquadradas em dois tipos: nanoplanctônicas (2,0 – 20µm) e microplanctônicas (20 µm – 60 µm), sendo a última a mais abundante (Tabela 2). Vale ressaltar que algas classe de tamanho picoplanctônica não foram encontradas.

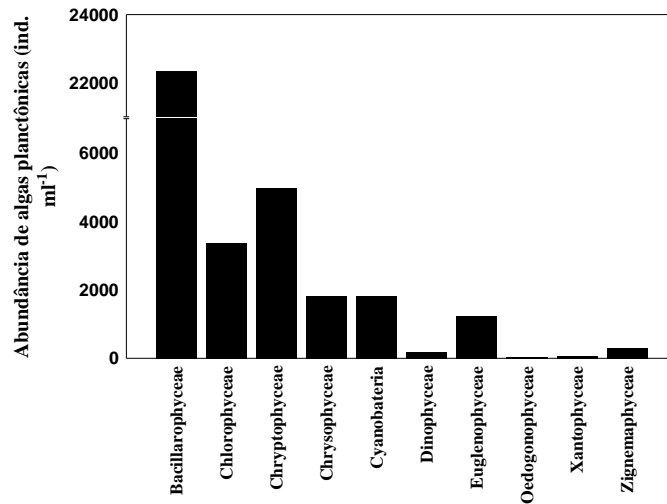


Figura 5. Abundância de algas planctônicas por classe nos locais de amostragem nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

As algas perifíticas foram representadas por treze classes, sendo a mais abundante a Bacillariophyceae (1.223.347 ind.cm<sup>-2</sup>) (Figura 6), assim como para as algas planctônicas; entretanto, quanto ao tamanho dos indivíduos, para as algas perifíticas foi constatado apenas o predomínio nanoperifíticas (2,0 – 20µm) (Tabela 3), e as algas picoperif ticas também não foram encontradas.

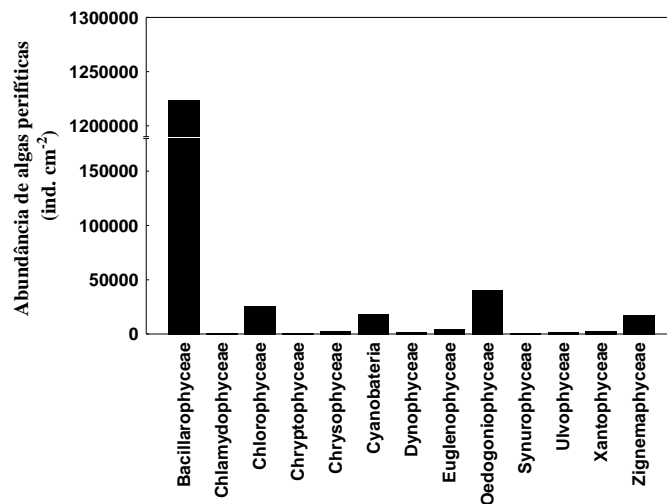


Figura 6. Abundância de algas perifíticas por classe nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

No geral, as algas planctônicas apresentaram maiores valores de diversidade do que as algas perifíticas, porém estas últimas apresentaram maiores valores de equitabilidade (Tabela 3).

As análises das regressões múltiplas realizadas com a diversidade zooplanctônica foram significativas para a diversidade das algas planctônicas e algas perifíticas ( $p=0,01$  e  $R^2_{adj}=0,19$ ), entretanto este modelo não respondeu ao pressuposto de linearidade (Tabela 4). Entretanto para esta mesma análise realizada com a diversidade de rotíferos e a diversidade de microcrustáceos respondeu a este pressuposto e foi considerada significativa ( $p=0,03$  e  $R^2_{adj}=0,14$ ;  $p=0,01$  e  $R^2_{adj}=0,17$ , respectivamente), sendo neste modelo apenas as algas perifíticas correlacionadas significativamente ( $p=0,05$  e  $p<0,01$ , respectivamente), e de maneira negativa em ambos (Figura 7a e 7b) (Tabela 3).

Tabela 4. Resultados das análises de regressão linear múltipla entre a diversidade da comunidade e dos grupos zooplanctônicos e os atributos das comunidades de algas planctônicas e perifíticas (DZ = diversidade zooplanctônica; DPK = diversidade de algas planctônicas; DPT = diversidade de algas perifíticas; DR = diversidade de rotíferos; DM = diversidade de microcrustáceos; RPK = riqueza de classes de algas planctônicas; RPT = riqueza de classes de algas perifíticas; APK = abundância de algas planctônicas; APT = abundância de algas perifíticas; EPK = equitabilidade de algas planctônicas; EPT = equitabilidade de algas perifíticas; p = probabilidade da análise (PK) = probabilidade de algas planctônicas; p (PT) = probabilidade de algas perifíticas) (\* foi usado para evidenciar as correlações significativas, onde  $p \geq 0,05$ ) (N.A. = não se aplica, foi utilizado quando a relação não foi linear).

<b>Regressões lineares múltiplas</b>	<b>p</b>	<b>R<sup>2</sup> adj</b>	<b>p (PK)</b>	<b>p (PT)</b>
DZ ~ DPK+DPT	*0,01	0,19	0,53	N.A.
DR ~ DPK+DPT	0,03*	0,14	0,44	0,05*
DM ~ DPK+DPT	0,01*	0,17	0,59	<0,01*
DZ ~ RPK+RPT	<0,01*	0,24	<0,01*	0,74
DR ~ RPK+RPT	0,09	0,08	0,03*	0,31
DM ~ RPK+RPT	<0,01*	0,30	0,04*	0,08
DZ ~ APK+APT	<0,01*	0,55	<0,01*	0,41
DR ~ APK+APT	0,02*	0,16	<0,01*	0,78
DM ~ APK+APT	<0,01*	0,30	<0,01*	0,61
DZ ~ EPK+EPT	<0,01*	0,25	0,13	<0,01*
DR ~ EPK+EPT	0,33	0,008	0,91	0,14
DM ~ EPK+EPT	<0,01*	0,32	0,22	<0,01*

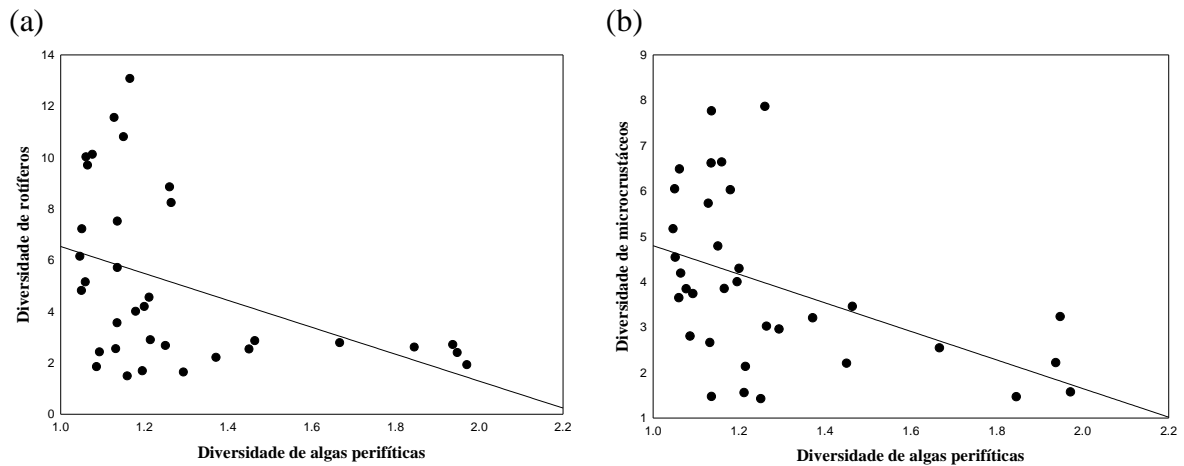


Figura 7. Gráfico de dispersão representando a relação entre a diversidade de rotíferos e diversidade algas perifíticas (a) e diversidade de microcrustáceos e diversidade de algas perifíticas (b) nos locais de amostragem dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

A diversidade zooplancônica também foi significativamente relacionada com a riqueza de classes de algas planctônicas e algas perifíticas ( $p < 0,01$ ,  $R^2_{adj} = 0,24$ ) (Tabela 4), entretanto, entre as variáveis respostas, foi verificada correlação significativa apenas com riqueza do fitoplâncton ( $p < 0,01$ ), e de forma negativa (Figura 8a). Esse resultado também foi encontrado para a diversidade de microcrustáceos (Figura 8b), diferente da relação da diversidade de rotíferos que não foi significativa com a riqueza de classes ( $p = 0,09$ ) (Tabela 3).

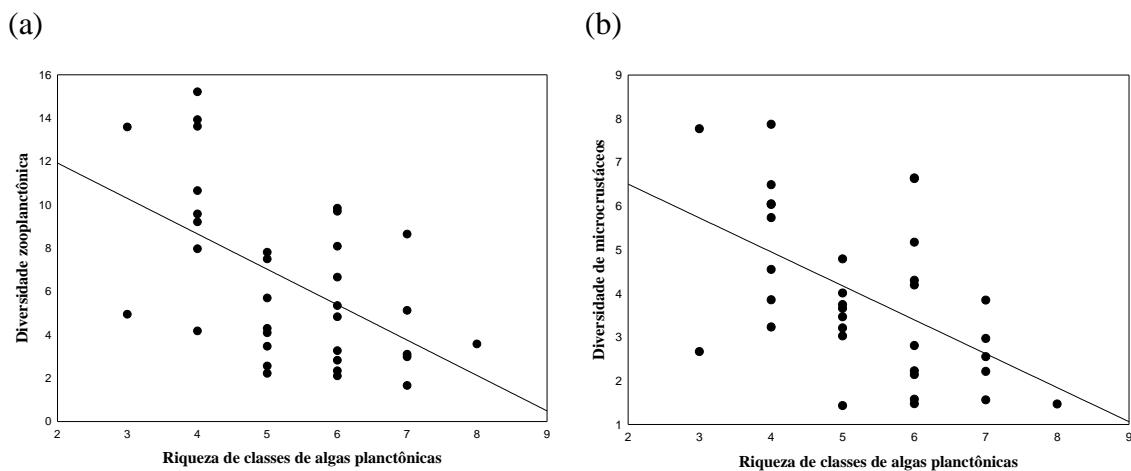


Figura 8. Gráfico de dispersão representando a relação entre a diversidade zooplanctônica e a riqueza de classes de algas planctônicas (a) e a diversidade de microcrustáceos e a riqueza de classes de algas planctônicas (b) nos locais de amostragem dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

Com relação à abundância das algas, também foi encontrado relação entre a diversidade zooplanctônica e o número de algas planctônicas e perifíticas ( $p < 0,01$ ,  $R^2_{adj} = 0,41$ ) (Tabela 4), sendo significativo negativamente para o fitoplâncton ( $p < 0,01$ ) (Figura 9a). Esse resultado também foi observado para a diversidade de rotíferos (Figura 9b) e microcrustáceos (Figura 9c) com esse atributo (Tabela 4).

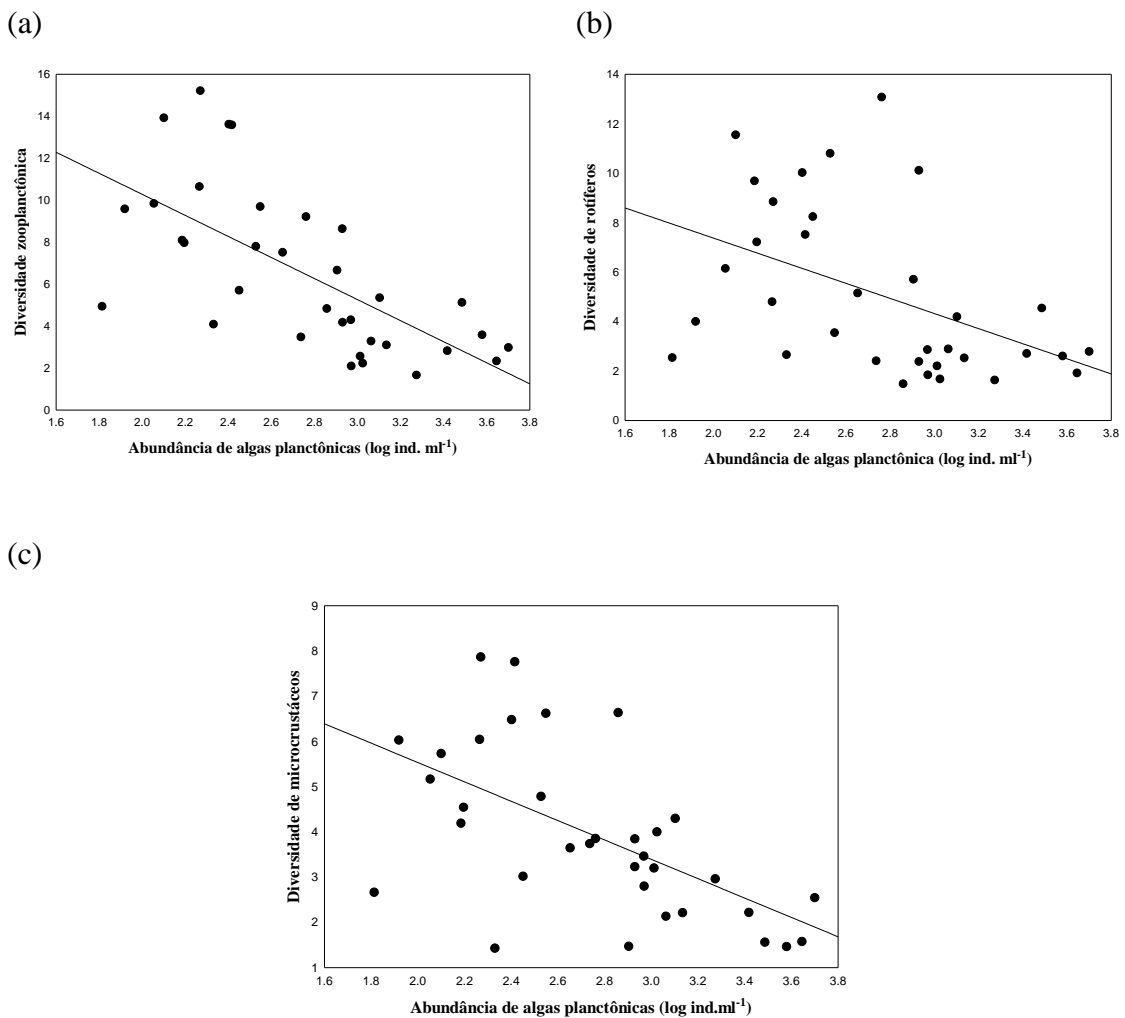


Figura 9. Gráfico de dispersão representando a relação entre a diversidade zooplanctônica e a abundância de algas planctônicas (a), a diversidade de rotíferos e abundância de algas planctônicas (b) e diversidade de microcrustáceos e abundância de algas planctônicas (c) nos locais de amostragem dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

Os valores de equitabilidade foram positivamente correlacionados com a diversidade zooplanctônica ( $p < 0,01$ ,  $R^2_{adj} = 0,25$ ) (Tabela 4), sendo verificada relação significativa, e positiva, com as algas perifíticas ( $p < 0,01$ ) (Figura 10a). A diversidade de microcrustáceos também apresentou a mesma relação (Figura 10b), ao contrário dos rotíferos, cuja regressão não foi significativa (Tabela 4).

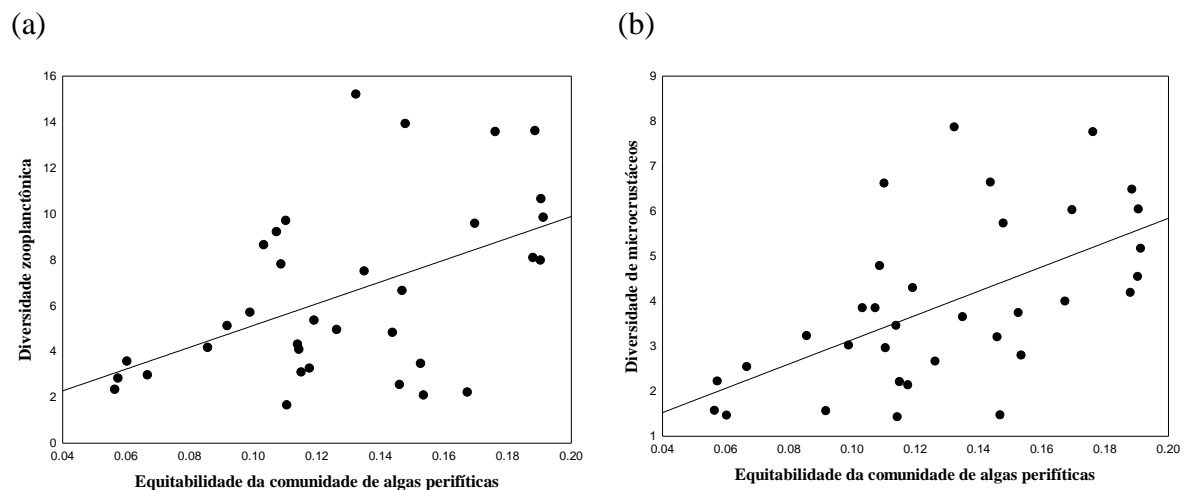


Figura 10. Gráfico de dispersão representando a relação entre a diversidade zooplanctônica e a equitabilidade de algas perifíticas (a) e a diversidade de microcrustáceos a equitabilidade de algas perifíticas (b) nos locais de amostragem dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

A diversidade zooplanctônica também apresentou correlações significativas com o tamanho das algas planctônicas ( $p < 0,01$ ,  $R^2_{adj} = 0,25$ ), e perifíticas ( $p = 0,01$ ,  $R^2_{adj} = 0,19$ ) (Tabela 5), sendo ambas as análises correlacionadas negativamente com as microalgas (20 $\mu$ m – 60 $\mu$ m) ( $p < 0,01$ , em ambos os modelos) (Figuras 11a e 12a). O mesmo padrão foi observado para todos os grupos zooplanctônicos (Figura 11b e c e 12b e c) (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados das análises de regressão linear múltipla entre a diversidade da comunidade e dos grupos zooplanctônicos e a estrutura de tamanho das comunidades de algas planctônicas e perifíticas (DZ = diversidade zooplanctônica; DR = diversidade de rotíferos; DM = diversidade de microcrustáceos; AMPT = abundância de algas microperifíticas; ANPT = abundância de algas nanoperifíticas; AMPK = abundância de algas microplanctônicas; ANPK = abundância de algas nanoplactônicas; p (M) = probabilidade de microalgas; p (N) = probabilidade de nanoalgas) (\* foi usado para evidenciar as correlações significativas, onde  $p \leq 0,05$ ) (N.A. = não se aplica, foi utilizado quando a relação não foi linear).

Regressões lineares múltiplas	p	R <sup>2</sup> adj	p (M)	p (N)
DZ ~ AMPT + ANPT	0,01*	0,19	<0,01*	0,25
DR ~ AMPT +ANPT	<0,01*	0,30	<0,01*	0,34
DM ~ AMPT +ANPT	0,13	0,06	0,08	0,39
DZ ~ AMPK +ANPK	<0,01*	0,25	<0,01*	0,1
DR ~ AMPK +ANPK	0,02*	0,12	0,02*	N.A.
DM ~ AMPK +ANPK	0,04*	0,13	0,02*	0,1

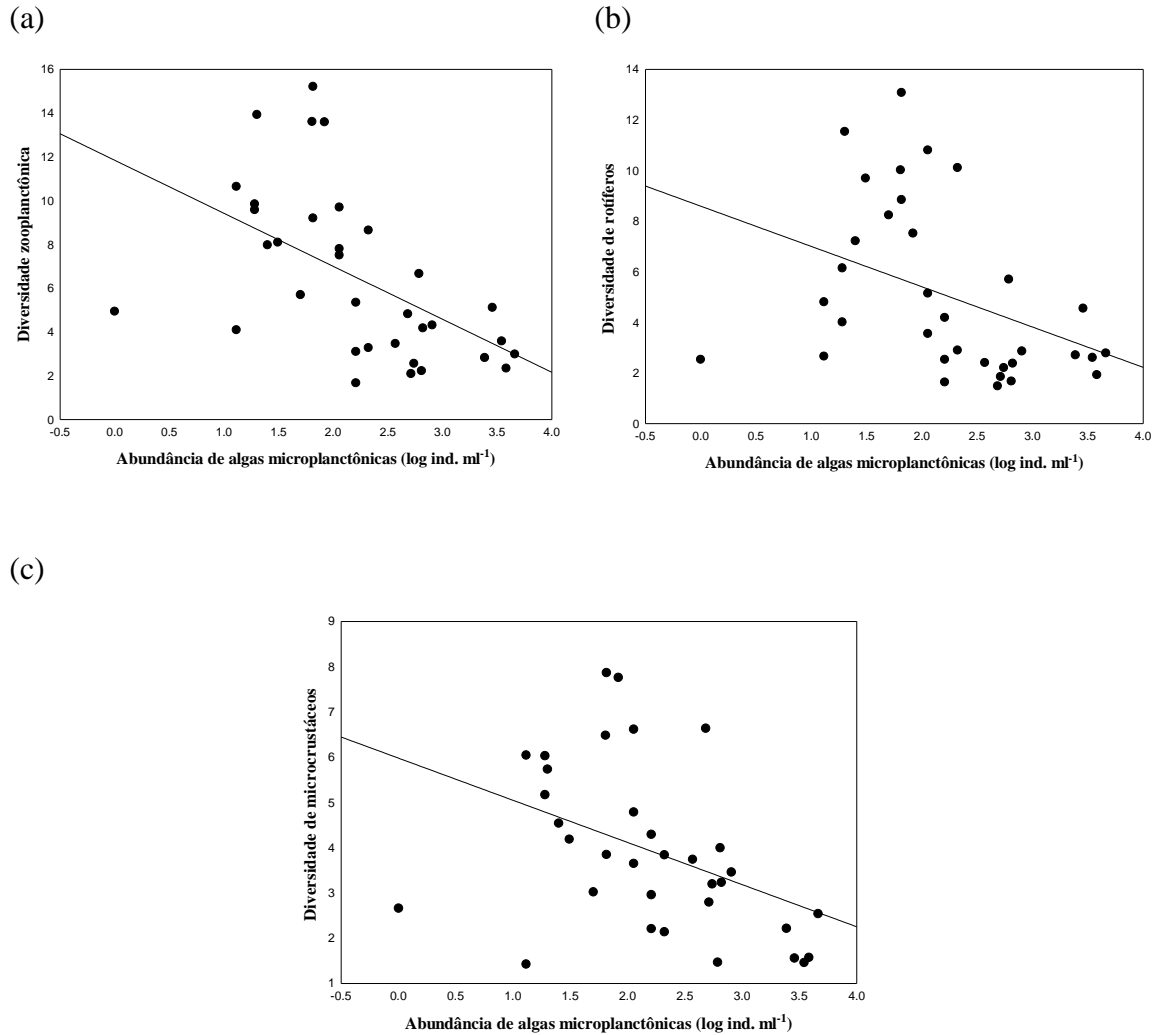


Figura 11. Gráfico de dispersão representando a relação entre a diversidade zooplancônica e a abundância de algas microplancônicas (20 $\mu$ m -60 $\mu$ m) (a), a diversidade de rotíferos e a abundância de algas microplancônicas (20 $\mu$ m -60 $\mu$ m) (b) e a diversidade de microcrustáceos e a abundância de algas microplancônicas (20 $\mu$ m -60 $\mu$ m) (c) nas regiões litorâneas das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná



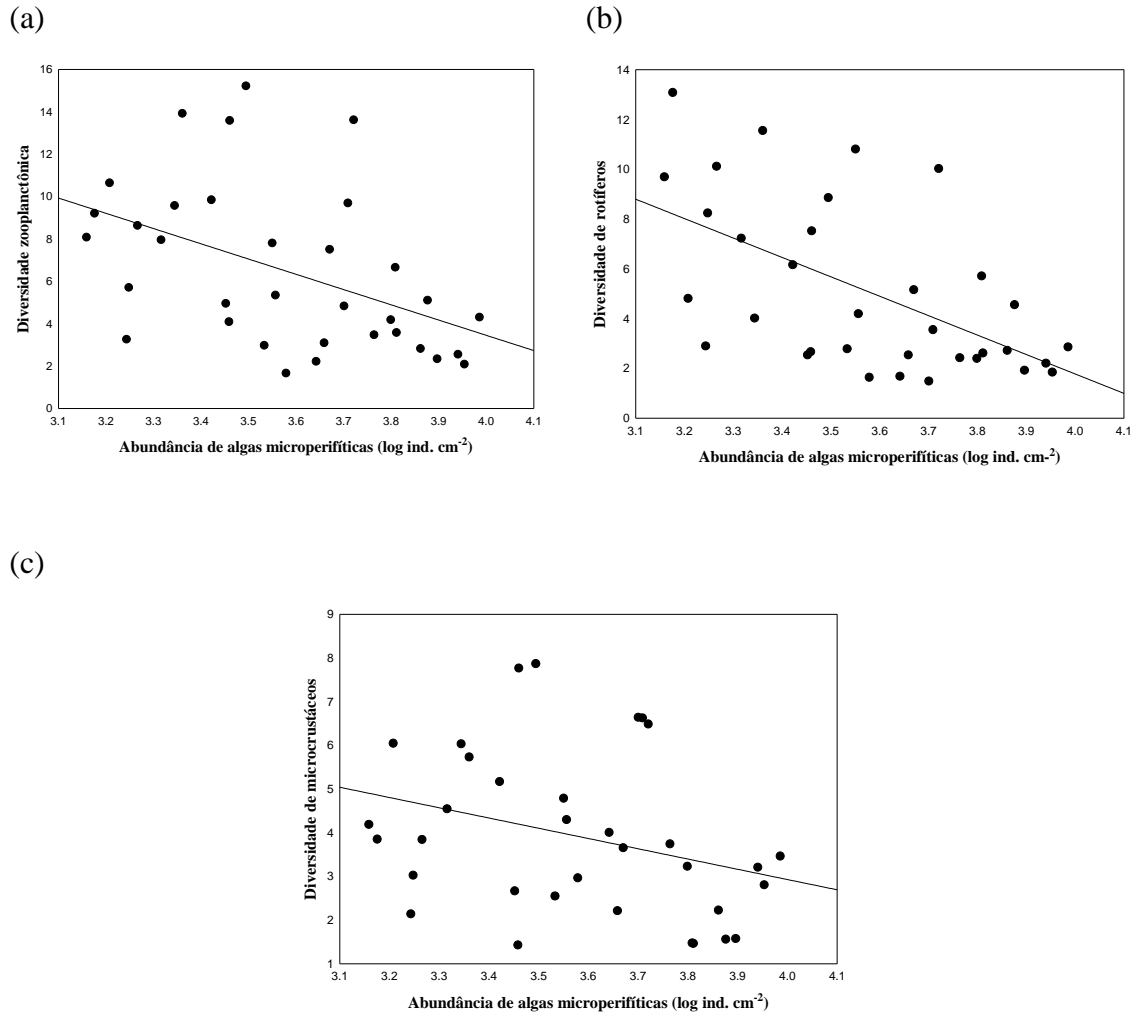


Figura 12. Gráficos de dispersão representando a relação entre a diversidade zooplanctônica e a abundância de algas microperifíticas (20 $\mu$ m -60 $\mu$ m) (a), a diversidade de rotíferos e a abundância de algas microperifíticas (20 $\mu$ m -60 $\mu$ m) (b) e a diversidade de microcrustáceos e a abundância de algas microperifíticas (20 $\mu$ m -60 $\mu$ m) (c) nos locais de amostragem dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

A partir da inspeção visual dos gráficos dos modelos testados (Tabelas 4 e 5) foi possível verificar que a relação entre a diversidade zooplanctônica e a diversidade de algas perifíticas (Figura 13) e a diversidade de rotíferos e a abundância de algas nanoplanctônicas (Figura 14) não apresentaram uma relação linear. Assim, ao realizar uma regressão polinomial/quadrática para estes modelos, foi verificado que estes modelos apresentam uma relação unimodal significativa (Tabela 6) (Figuras 13 e 14).

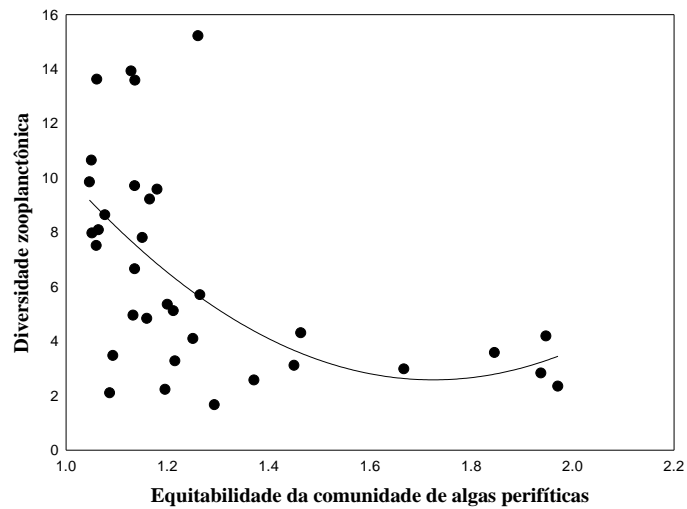


Figura 13. Gráfico de dispersão representando a relação entre a diversidade zooplancônica e a diversidade de algas perifíticas nos locais de amostragem dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

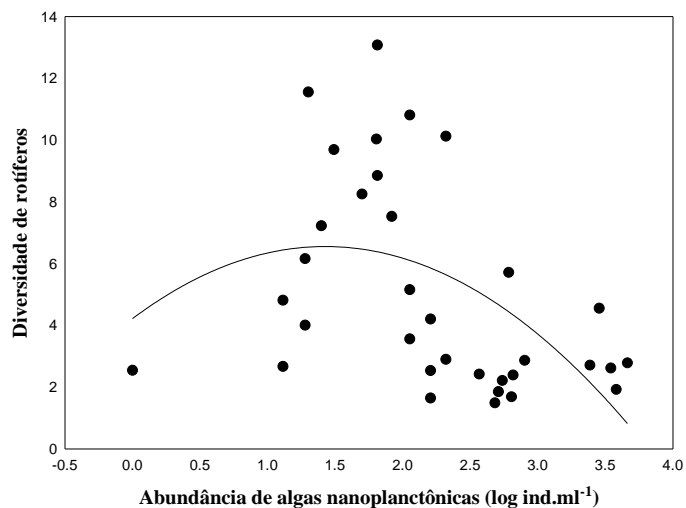


Figura 14. Gráfico de dispersão representando a relação entre a diversidade zooplancônica e a abundância de algas nanoplancônicas nos locais de amostragem dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro de 2011.

Tabela 6. Resultados das análises de regressão polinomial/quadrática entre a diversidade da zooplancônica e a diversidade de algas perifíticas e a diversidade de rotíferos e a abundância de algas nanoplancônicas (DZ = diversidade zooplancônica; DR = diversidade de rotíferos; DAP = diversidade de algas perifíticas; ANPK = abundância de algas nanoplancônicas; p = probabilidade) (\* foi usado para evidenciar as correlações significativas, onde  $p \leq 0,05$ ) (N.A. = não se aplica, foi utilizado quando a relação não foi linear).

Regressões polinomial/quadrática	p	R <sup>2</sup> adj
DZ ~ DAP	<0,01*	0,24
DR ~ ANPK	<0,01*	0,21

### 3.2 REGIÃO PELÁGICA

Na região pelágica dos ambientes amostrados foram registrados 145 táxons zooplantônicos, sendo 85 táxons de rotíferos e 60 de microcrustáceos (44 de cladóceros e 16 de copépodes). Os táxons estiveram distribuídos em 28 famílias, das quais Brachionidae e Lecanidae foram as mais representativas para rotíferos (16 e 14 táxons, respectivamente) e Chydoridae (20 táxons) e Cyclopidae (9 táxons) para microcrustáceos (APÊNDICE A). A diversidade zooplanctônica variou de 1,6 a 11,7, sendo os menores valores observados na lagoa Clara (F2) e lagoa Fechada (F20), onde foram observadas altas abundâncias da espécie de rotífero *Synchatea pectinata* e formas jovens copépodes na primeira lagoa, e *Lecane proiecta*, *Brachionus mirus* e *Cerodaphnia cornuta*, na segunda. Assim como para a região litorânea, em geral, a diversidade de espécies de rotíferos foi maior do que as do microcrustáceos (Tabela 7).

Tabela 7. Valores de diversidade zooplanctônica (DZ), diversidade de rotíferos (DR), diversidade de microcrustáceos (DM), diversidade da comunidade de algas planctônicas (DF), equitabilidade da comunidade de algas planctônicas (EF), abundância da comunidade de algas planctônicas (ABF), abundância de algas microplanctônicas (ABFM), abundância de algas nanoplanctônicas (ABFN) registrados na zona pelágica nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em dezembro de 2011.

<b>Pontos</b>	<b>DZ</b>	<b>DR</b>	<b>DM</b>	<b>DF</b>	<b>EF</b>	<b>ABF</b>	<b>ABFM</b>	<b>ABFN</b>
<b>F1</b>	4,4	4,3	3,8	2,6	0,009	864,0	580,0	284,0
<b>F2</b>	1,6	1,2	3,2	4,4	0,010	813,0	2,0	811,0
<b>F3</b>	2,8	2,4	2,7	5,0	0,007	1988,0	151,0	1837,0
<b>F4</b>	5,5	11,2	3,5	4,1	0,012	562,0	35,0	527,0
<b>F5</b>	5,1	7,5	2,8	4,9	0,018	178,0	0,0	178,0
<b>F6</b>	3,6	3,3	3,4	12,9	0,001	5727,0	197,0	5530,0
<b>F7</b>	6,5	4,8	2,3	16,6	0,001	2383,0	412,0	1971,0
<b>F8</b>	6,9	1,7	4,5	3,3	0,027	105,0	11,0	94,0
<b>F9</b>	6,6	2,8	2,9	12,7	0,003	224,0	10,0	214,0
<b>F10</b>	11,1	4,2	5,4	4,0	0,014	181,0	101,0	80,0
<b>F11</b>	9,4	4,8	2,3	3,5	0,008	1796,0	26,0	1770,0
<b>F12</b>	9,9	1,8	8,2	2,6	0,020	1366,0	817,0	549,0
<b>F13</b>	3,3	5,2	2,0	16,5	0,002	1361,0	288,0	1073,0
<b>F14</b>	6,1	19,2	3,0	13,8	0,002	616,0	45,0	571,0
<b>F15</b>	11,1	5,7	3,3	7,8	0,006	438,0	1,0	437,0
<b>F16</b>	5,8	6,2	5,6	8,4	0,005	396,0	9,0	387,0
<b>F17</b>	6,3	5,1	5,1	1,3	0,053	3488,0	3210,0	278,0
<b>F18</b>	11,7	6,6	4,9	8,4	0,005	862,0	18,0	844,0
<b>F19</b>	7,7	3,3	4,5	6,7	0,003	1524,0	146,0	1378,0
<b>F20</b>	3,3	4,4	1,7	7,4	0,006	466,0	17,0	449,0

<b>F21</b>	10,0	4,8	5,2	2,0	0,019	2225,0	1677,0	548,0
<b>F22</b>	2,0	2,7	1,7	17,5	0,001	220,0	53,0	167,0
<b>F23</b>	3,9	2,8	5,3	3,3	0,009	7333,0	167,0	7166,0
<b>F24</b>	2,4	8,6	1,5	11,6	0,003	506,0	46,0	460,0
<b>F25</b>	7,3	3,9	5,0	6,3	0,005	1044,0	379,0	665,0
<b>F26</b>	4,3	1,8	2,7	7,1	0,004	1093,0	195,0	898,0
<b>F27</b>	3,3	3,7	2,6	5,2	0,005	1099,0	176,0	923,0
<b>F28</b>	3,2	2,3	2,9	4,2	0,008	1039,0	628,0	411,0
<b>F29</b>	6,8	3,6	4,1	10,4	0,003	485,0	120,0	365,0

A comunidade de algas planctônicas esteve representada por dez classes, sendo Cyanobacteria a mais abundante (40382 ind.ml<sup>-1</sup>) (Figura 15). Com relação às classes de tamanho, as algas planctônicas foram enquadradas em dois tipos: nanoplanctônicas (2,0 – 20µm) e microplanctônicas (20 µm – 60µm), sendo a primeira a mais abundante (Tabela 7). Vale ressaltar que as algas classe de tamanho picoplanctônica não foram encontradas. Os valores de equitabilidade do fitoplâncton foram similares entre os pontos (Tabela 7).

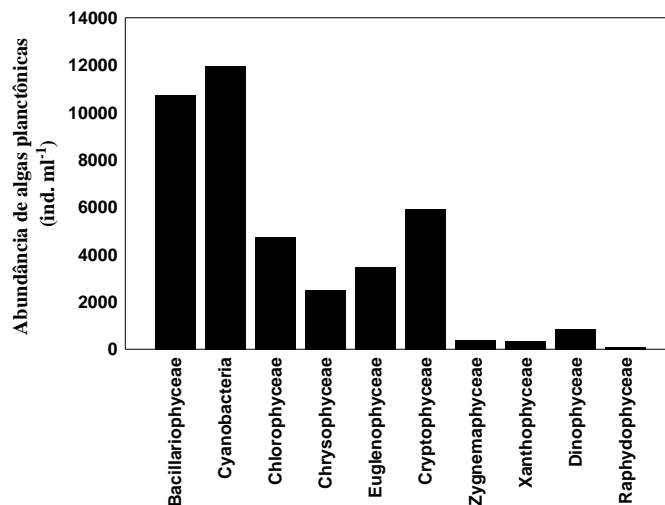


Figura 15. Abundância de algas planctônicas por classe nos locais de amostragem nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em dezembro de 2011.

Os resultados das análises de regressão linear simples da diversidade zooplanctônica e dos grupos não foram significativos para riqueza e diversidade de espécies, abundância e estrutura de tamanho da comunidade de algas planctônicas (Tabelas 8 e 9).

Tabela 8. Resultados das análises de regressão linear simples entre a diversidade da comunidade e dos grupos zooplanctônicos e os atributos das comunidades de algas planctônicas (DZ = diversidade zooplanctônica; DPK = diversidade de algas planctônicas; DR = diversidade de rotíferos; DM = diversidade de microcrustáceos; RPK = riqueza de espécies de algas planctônicas; APK = abundância de algas planctônicas; EPK = equitabilidade de algas planctônicas;; p = probabilidade da análise = probabilidade de algas planctônicas) (\* foi

usado para evidenciar as correlações significativas, onde  $p \leq 0,05$ ) (N.A. = não se aplica, foi utilizado quando a relação não foi linear).

<b>Regressões polinomial/quadrática</b>	<b>p</b>	<b>R<sup>2</sup> adj</b>
DZ ~DPK	0,18	0,06
DR ~ DPK	0,21	0,05
DM ~ DPK	N.A.	N.A.
DZ ~RPK	0,13	0,07
DR ~ RPK	0,70	<0,01
DM ~ RPK	0,10	0,09
DZ ~ APK	0,63	<0,01
DR ~ APK	0,48	0,01
DM ~ APK	0,44	0,02
DZ ~ EPK	0,27	0,04
DR ~ EPK	0,61	0,01
DM ~ EPK	N.A.	N.A.

Tabela 9. Resultados das análises de regressão linear simples entre a diversidade da comunidade e dos grupos zooplancônicos e a estrutura de tamanho da comunidade de algas planctônicas (DZ = diversidade zooplancônica; DR = diversidade de rotíferos; DM = diversidade de microcrustáceos; AMPK = abundância de algas microplancônicas; ANPK = abundância de algas nanoplancônicas; p = probabilidade) (\* foi usado para evidenciar as correlações significativas, onde  $p \leq 0,05$ ) (N.A. = não se aplica, foi utilizado quando a relação não foi linear).

<b>Regressões polinomial/quadrática</b>	<b>P</b>	<b>R<sup>2</sup> adj</b>
DZ ~ ANPK	0,41	0,02
DR ~ ANPK	0,91	<0,01
DM ~ ANPK	0,77	<0,01
DZ ~ AMPK	0,96	<0,01
DR ~ AMPK	0,35	0,03
DM ~ AMPK	0,12	0,08

Entretanto, de acordo com a inspeção visual do gráfico, os modelos que apresentam a relação entre a diversidade de microcrustáceos e a diversidade da fitoplancônica (Figura 16) e entre a diversidade de microcrustáceos e a equitabilidade da comunidade de algas (Figura 17) não foram considerados lineares. Para estes, então, foram realizadas análises de regressão polinomial/quadrática, sendo ambos significativos (Tabela 10) (Figuras 16 e 17).

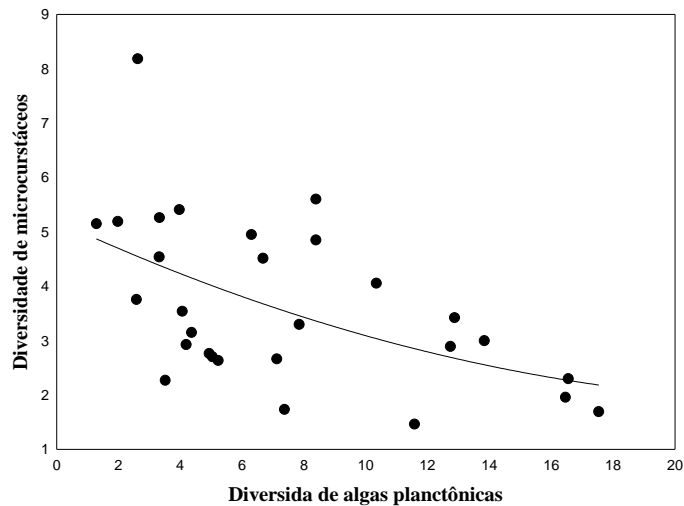


Figura 16. Gráfico de dispersão representando a relação entre a diversidade de microcrustáceos e a diversidade de algas fitoplanctônicas nos locais de amostragem dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em dezembro de 2011.

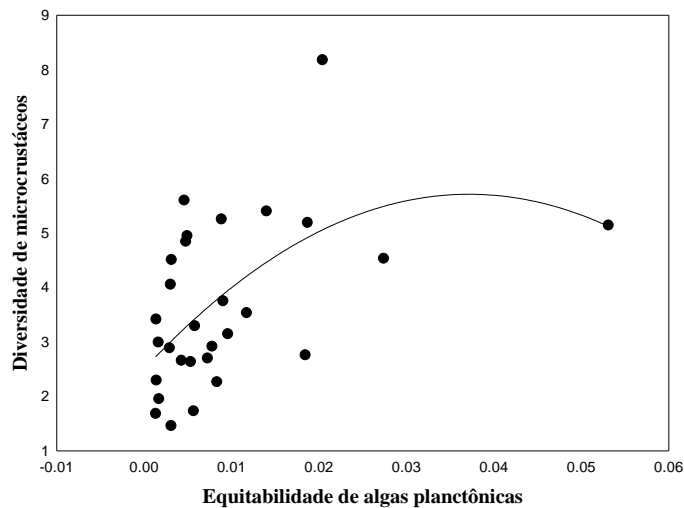


Figura 17. Gráfico de dispersão representando a relação entre a diversidade de microcrustáceos e a equitabilidade de algas fitoplanctônicas nos locais de amostragem dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em dezembro de 2011.

Tabela 10. Resultados das análises de regressão polinomial/quadrática entre a diversidade de microcrustáceos e a diversidade de algas planctônicas e a diversidade de microcrustáceos e a diversidade de algas planctônicas (DM = diversidade de microcrustáceos; DPK = diversidade de algas planctônicas; EPK = equitabilidade de algas planctônicas; p = probabilidade) (\* foi usado para evidenciar as correlações significativas, onde  $p \leq 0,05$ )

<b>Regressões polinomial/quadrática</b>	<b>p</b>	<b>R<sup>2</sup> adj</b>
DM~ DPK	0,01*	0,21
DM~ EPK	0,01*	0,23

## 4 DISCUSSÃO

A elevada diversidade encontrada neste estudo se deve a área amostrada fazer parte de uma planície de inundação, que são macrossistemas fluviais (Neiff, 1990), de grande complexidade funcional e estrutural (Neiff, 2001; Ward *et al.*, 2002) e que comumente apresentam elevada diversidade (Ward *et al.*, 1999; Junk, 2000), e também são consideradas áreas com elevada produtividade (Thomaz *et al.*, 2007).

Na planície de inundação do alto rio Paraná, margens dos ambientes rasos são extensamente colonizadas por macrófitas aquáticas, o que favorece a ocorrência de muitas espécies associadas a essa vegetação (espécies ticoplanctônicas) no plâncton das regiões litorânea e pelágica (Lansac-Tôha *et al.*, 2009; Bonecker *et al.*, 2013, Colares *et al.*, 2013). Maia-Barbosa *et al.* (2008) mostraram que a riqueza de rotíferos na região litorânea de lagos no vale do rio Doce (MG) foi determinada por gêneros tipicamente planctônicos (*Brachionus* e *Keratella*). Neste estudo foram registrados 210 táxons zooplanctônicos nas duas regiões, e 93 táxons comuns a ambas. A presença de macrófitas aquáticas nos ambientes também foi apontada como um fator importante para o aumento da riqueza de espécies zooplanctônicas em ambientes temperados (Van den brink *et al.*, 1994; Chambers *et al.*, 2008; Burdis & Hoxmeier, 2011).

O incremento da disponibilidade de alimento e área de refúgio ofertados pelas macrófitas aquáticas para o zooplâncton em ambientes rasos são descritos por vários autores como fatores influentes na estruturação da comunidade (Burks *et al.*, 2002; Rossa & Bonecker, 2003; Lansac-Tôha *et al.*, 2004; Declerck *et al.*, 2007; Maia-Barbosa *et al.*, 2008; Peixoto *et al.*, 2008; Simões *et al.*, 2013a). Adicionado a este fato, o pequeno tamanho desses ambientes permite que o zooplâncton da região litorânea utilize as algas perifíticas e as planctônicas como recursos alimentares (Rossa & Bonecker, 2003; Maia-Barbosa *et al.*, 2008), o que motivou o delineamento empregado neste estudo.

A maior contribuição dos rotíferos para a riqueza de espécies zooplanctônicas tem sido registrada em vários estudos de planície de inundação (Bozelli, 2000; José de Paggi & Paggi, 2007; Lansac-Tôha *et al.*, 2009), e isto também foi devido a contribuição de espécies ticoplanctônicas (Lecanidae) e planctônicas (Brachionidae). Esse intercâmbio de fauna entre as regiões foi, ainda, constatado para os microcrustáceos, uma vez que as famílias que se destacaram com maior riqueza de espécies (Chydoridae, e Cyclopidae) foram as mesmas, tanto na região litorânea como pelágica. Estas famílias, e Trichocercidae que apresentou elevada riqueza de espécies na região litorânea, são comumente evidenciadas pela relevante

contribuição de espécies para a composição do zooplâncton tanto em planícies de inundação (Bozelli, 2000; José de Paggi & Paggi, 2007; Lansac-Tôha *et al.*, 2009), como para ambientes neotropicais (Boxshall & DeFlaye, 2008; Forró *et al.*, 2008; Segers, 2008).

Vale ressaltar que as famílias registradas como mais representativas são favorecidas em ambientes com vegetação aquática, uma vez que nestas três famílias de rotíferos a presença de estruturas, como o pé, facilita a fixação na vegetação (Green, 2003); dentre os cladóceros, os Chydoridae utilizam raspagem mecânica para recolher partículas do perifíton (Dole-Oliver *et al.*, 2000), e os Cyclopidae descritos por Lansac-Tôha *et al.* (2002) com uma alta riqueza de espécies associados a *Eichhornia azurea*, quando comparada com a comunidade zooplanctônica na região pelágica do mesmo ambiente.

A classe Bacillariophyceae foi a mais abundante, tanto para as algas planctônicas como perifíticas, na região litorânea, e a segunda, na região pelágica. Esta classe constitui um grupo de algas unicelulares, solitárias ou coloniais, encontradas, praticamente, em todos os tipos de ambientes aquáticos, e geralmente abundante nas comunidades planctônica e perifítica (Reynolds, 2006). Esse grupo por ser muito diverso apresenta vantagens competitivas perante outros grupos algais, uma vez que algumas espécies podem suportar situações adversas (Rodrigues & Bicudo, 2001), sendo consideradas como colonizadoras rápidas e eficientes (Algarte *et al.*, 2009).

Além disso, essas algas são comumente registradas como um dos grupos mais representativos na planície em estudo (Train *et al.*, 2004; Algarte *et al.*, 2009), principalmente na comunidade perifítica. Sua expressiva contribuição também no fitoplâncton nos ambientes estudados é atribuída a pouca profundidade dos mesmos, e a influência, mais uma vez, das macrófitas, visto que estas servem de substrato para o epifíton, e ocasionalmente essas algas se desprendem e são carreadas para o plâncton (Rodrigues *et al.*, 2005; Train *et al.*, 2005).

No entanto, apesar da expressiva contribuição da classe Bacillariophyceae na região pelágica, a classe Cyanobacteria foi a mais abundante, certamente em função da sua eficiência no deslocamento da coluna de água, facilitado pelos vacúolos gasosos ou pseudovacúolos, que permitem a permanência destas algas na zona fótica por mais tempo, adiando sua sedimentação. Somado a isto, algumas espécies dessa classe possuem metabólitos (toxinas) que inibem a predação por microcrustáceos, larvas de peixes e bivalvos (Reynolds, 1997), o que favorece a abundância dessas algas.

Em geral, foi encontrada uma relação entre a diversidade de espécies zooplanctônicas e a heterogeneidade do recurso algal, como apontado em outros estudos (Weitz & Rothman, 2003; Declerck *et al.*, 2007; Simões *et al.*, 2013a). Relações lineares foram registradas apenas



na região litorânea, e foi possível observar que o aumento da diversidade zooplanctônica é influenciado pela redução da riqueza de espécies e abundância da comunidade algal perifítica.

A relação positiva entre a diversidade de espécies zooplanctônicas e a equitabilidade da comunidade de algas perifíticas se deve a este atributo estar diretamente relacionado a uma distribuição mais igualitária, pois esta refere-se ao padrão de distribuição de indivíduos entre as classes (Magurran, 2011), ou seja, é interessante que os recursos sejam abundantes uniformemente, mas não necessariamente uma ampla variedade de recursos. Uma maior quantidade de diferentes recursos aumentaria os nichos, diminuindo a competição entre os organismos e, conseqüentemente, evitando a exclusão de algumas espécies (Chase & Leibold, 2002).

A relação significativa entre a diversidade de rotíferos e a diversidade de microcrustáceos e a diversidade das algas perifíticas é explicável, pois as famílias desses grupos mais diversas e abundantes (Trichocercidae, Lecanidae, Chydoridae e Cyclopidae) são compostas por algumas espécies consideradas não verdadeiramente planctônicas, possuindo hábitos alimentares principalmente relacionados com a disponibilidade de algas perifíticas.

Além disso, essas relações foram encontradas principalmente com os microcrustáceos, representados, em sua maioria, pelos cladóceros que vivem associados à vegetação aquática ou ao sedimento (Elmoor-Loureiro, 2000; Forró *et al.*, 2008). Hann (1991) e Siehoff *et al.* (2008) também demonstraram a intensa herbivoria do zooplâncton sobre algas perifíticas.

Ainda na região litorânea, a relação linear negativa entre a diversidade de espécies zooplanctônicas e a abundância das algas fitoplanctônicas era esperada, pois foi verificada a dominância da classe Bacillariophyceae, e de acordo com Rietzler *et al.* (2002), os indivíduos zooplanctônicos não são eficiente na quebra de estruturas mais rígidas, como a carapaça de sílica características de *Achnanthes minutissimum*, que foi a alga perifítica dominante, e de filamentos, como as espécies do gênero *Aulacoseira*, que também ocorreram frequentemente nos ambientes. Além disso, nem sempre uma maior quantidade de recurso resulta em uma alta diversidade dos predadores, uma vez que a abundância não reflete propriamente em uma grande variedade de recursos alimentares (Tilman 1982).

Considerando o tamanho das algas, a relação negativa entre a diversidade zooplanctônica e medida de heterogeneidade das algas microplanctônicas e microperifíticas sugere uma preferência por algas de menor tamanho, apesar das relações com algas menores (nanoplanctônicas e nanoperifíticas) não serem significativas. Os rotíferos, por serem de menor tamanho, têm preferência por alimentos menores (2µm a 20 µm), pois gastariam mais energia na quebra de células maiores, o que corrobora a teoria de forrageamento ótimo, onde a

busca por alimento deve ser feita com menor custo energético para o sucesso da espécie (Dajoz, 2005). Os cladóceros, por sua vez, possuem um aparelho de filtração que captura com melhor eficiência partículas de menor tamanho (Pattinson *et al.*, 2003) e algumas espécies de copépodes têm clara preferência por algas de menor tamanho (Dussart & Defaye, 1995), pois, em geral, esses microcrustáceos possuem sensores químicos e mecânicos nas antenas que permitem discriminar algas por tamanho, forma, substâncias e produtos químicos (Huys & Boxshall, 1991; Ventelã *et al.*, 2002). Podemos considerar, ainda, que as algas de tamanho que variam de 2µm a 20µm são mais suscetíveis à ingestão por microcrustáceos (Sampaio, 2002), principalmente por esses indivíduos serem filtradores mais eficientes do que os rotíferos (Brooks & Dodson, 1965; Boxshall & Defaye, 2008; Forró *et al.*, 2008).

Na região pelágica, a ausência de relação linear significativa entre a diversidade de espécies total e dos grupos zooplânctônicos e a heterogeneidade do fitoplâncton foi devido ao predomínio numérico e certa contribuição para riqueza de espécies da comunidade de Cyanobacteria, uma vez que estas constituem um alimento de fraca qualidade, devido à sua estrutura filamentosa ou colonial, ou, ainda, devido às suas toxinas, exercendo um efeito negativo no zooplâncton (Lampert, 1987). A qualidade de alimento é determinante para a dinâmica da relação “consumidor-recurso”, pois um alimento de baixa qualidade conduz a uma diminuição das taxas de crescimento e reprodução do consumidor (Sturner, 1998), como é o caso do zooplâncton, o que afeta diretamente a diversidade de espécies destes.

Gundale *et al.* (2011) também não encontraram uma relação entre a diversidade de plantas superiores e a heterogeneidade de recurso, e afirmam que foi devido as características do ambiente estudado, que estariam influenciando mais na diversidade de espécies do que a variedade de recursos disponíveis, pois apresentavam características ambientais homogêneas. Esse fato também pode estar relacionado aos resultados obtidos, se considerarmos a região pelágica como um sistema homogêneo, e em especial se compararmos com a região litorânea, onde a presença de macrófitas aquáticas torna o ambiente mais heterogêneo (Thomaz & Cunha, 2010).

Por fim, as relações significativas encontradas nas análises de regressão polinomial/quadrática mostram que nem sempre há relação entre a diversidade de espécies e a heterogeneidade de recurso é linear (Weitz & Rothman, 2003; Barnett & Beisner, 2007; Aranguren-Riaño *et al.*, 2011). O modelo de diversidade de espécies de rotíferos com a abundância de algas nanoplânctônicas na região litorânea e o da diversidade de espécies de microcrustáceos com a equitabilidade da comunidade de algas planctônicas na região pelágica, demonstram uma clara relação unimodal, onde ao longo do gradiente de recurso há

o acréscimo da diversidade específica do consumidor. Essa relação é observada até os níveis intermediários da quantidade de recurso alimentar, onde são encontrados os maiores valores de diversidade de espécies de rotíferos e microcrustáceos. A partir desse ponto a diversidade específica destes grupos começa a ter um declínio, devido ao elevado consumo de recurso pelo maior número de espécies presentes na comunidade (Tilman, 1982; Declerck *et al.*, 2007).

Os modelos de diversidade zooplanctônica com a diversidade de algas perifíticas na região litorânea e da diversidade de microcrustáceos com a diversidade de algas planctônicas na região pelágica, apesar da regressão ser significativa, não apresentaram o mesmo padrão unimodal. Em ambas essas relações os menores valores de diversidade de espécies dos consumidores são encontrados com valores intermediários de recurso. A relação encontrada na região litorânea entre as diversidades específicas do zooplâncton e das algas perifíticas pode ser devido às relações negativas verificadas para diversidade de espécies de rotíferos e microcrustáceos e de algas perifíticas nos mesmos locais. Para os microcrustáceos, a relação encontrada pode estar indicando, mais uma vez, a preferência desses indivíduos por algum recurso algal específico, como a relação negativa observada para esses invertebrados na região litorânea com o tamanho das algas microp perifíticas e microplanctônicas.

## 5 CONCLUSÃO

Considerando as relações pressupostas entre a diversidade do zooplâncton e os atributos das comunidades algais perifíticas e planctônicas na região litorânea, e do fitoplâncton, na região pelágica, foi possível corroborar grande parte das relações lineares, e as relações unimodais, embora outras relações unimodais não previstas foram encontradas, como a diversidade de espécies zooplanctônicas e a diversidade de classes da comunidade algal perifítica, e a diversidade de espécies de rotíferos e o tamanho das algas nanoplanctônicas na região litorânea, além da diversidade de espécies de microcrustáceos e a diversidade específica do fitoplâncton, na região pelágica.

Investigar as relações de diversidade de espécies dos rotíferos e microcrustáceos com a heterogeneidade do recurso algal perifítico e planctônico nos diferentes ambientes da planície não era o objetivo inicial; entretanto devido à elevada riqueza de espécies que esses grupos apresentaram na comunidade, e por se tratarem de grupos filogeneticamente distintos, com características alimentares distintas, foi decidido averiguar essas relações durante o estudo.

Portanto, a heterogeneidade dos recursos alimentares influenciou a diversidade de espécies zooplanctônicas, conforme o esperado, e dos diferentes grupos, constituindo um importante parâmetro para a explicação da dinâmica dessa comunidade, tanto na região litorânea como pelágica dos ambientes aquáticos na planície de inundação. Entretanto, a diversidade e/ou a riqueza e/ou a abundância do recurso, por si só, não são um bom preditor para a diversidade de espécies desses invertebrados, sendo necessária a análise de outros atributos das comunidades algais, como a equitabilidade.

A diversidade zooplanctônica na região litorânea esteve mais relacionada com a comunidade algal perifítica do que com algas planctônicas, sugerindo que há uma compartimentalização do zooplâncton nos ambientes da planície, a despeito das constantes trocas de massa de água entre as duas regiões, e, por conseguinte, de fauna. E a ausência de relações lineares entre a diversidade zooplanctônica e a heterogeneidade fitoplanctônica sugerem que outros fatores podem estar influenciando nesta relação, como a predação, visto que a região pelágica não oferece locais de refúgio, como a presença de macrófitas aquáticas na região litorânea, e outras fontes de recurso alimentar, como os protozoários planctônicos e as bactérias. Assim, tornam-se necessários mais estudos no sentido de esclarecer melhor essas relações da diversidade zooplanctônica e a heterogeneidade do recurso alimentar, principalmente, englobando outros fatores como predação e cadeia alimentar microbiana.

## **REFERÊNCIAS**

Abrams PA. (1995) Monotonic or unimodal diversity– productivity gradients: what does competition theory predict? *Ecology* 76: 2019–2027.

Alarte VM, Siqueira NS, Murakami EA, Rodrigues L. (2009) Effects of hydrological regime and connectivity on the interannual variation in taxonomic similarity of periphytic algae. *Braz J Biol* 69: 609-616.

Anagnostidis K, Komárek J. (1988) Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 3: Oscillatoriales. *Algol Studies* 80: 327-472.

Anagnostidis K, Komárek J. (1990) Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 5: Stigonematales. *Algol Studies* 59: 1-73.

Agostinho AA, Thomaz SM, Nakatani KA. (2002) A planície de inundação do Alto rio Paraná - Site 6. - In: Seeliger U, Cordazzo C, Barbosa FAR, editors. Os Sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração. UFMG. Programa PELD, Belo Horizonte. pp.101-124.

Aranguren-Riaño N, Guisande C, Ospina R. (2011) Factors controlling crustacean zooplankton species richness in Neotropical lakes. *J Plankton Res* 33: 1295-1303.

Barnett A, Beisner BE. (2007) Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distributions. *Ecology* 88: 1675-1686.

Begon M, Townsend CR, Harper JL (2007) *Ecologia: de indivíduos a ecossistema*. Porto Alegre: Artmed. 725 p.

Bicudo CEM, Menezes M (2006) *Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. São Carlos: Rima. 498 p.

Bonecker CC, Simões NR, Minte-Vera CV, Lansac-Tôha, FA, Velho LFM, Agostinho AA. (2013) Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnologica (Jena)* 43 : 114-121.

Boxshall GA, Defaye D. (2008) Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 195-207.

Bozelli RL. (2000) Zooplâncton. In: Bozelli, RL, Esteves FA, Roland F, editors. *Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Instituto de Biologia/SBL, Rio de Janeiro 9: 119-138.

Brooks JL, Dodson SI. (1965) Body Size, and Composition of Plankton. *Science* 150: 28-35 American

Burdis RM, Hoxmeier, RJH. (2011) Seasonal zooplankton dynamics in main channel and backwater habitats of the Upper Mississippi River. *Hydrobiologia* 667: 69-87.

Burks R, Lodge D, Jeppesen E, Lauridsen T. (2002). Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshw Biol* 47: 343-365.

Chambers PA, Lacoul P, Murphy K, Thomaz SM. (2008) Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 9-26.

Chase JM, Leibold MA. (2002) Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature* 416: 427–430.

Colares MAM, Bonecker CC, Simões NR, Alves GM, Lansac-Tôha, FA. (2013) Structure of the zooplankton communities in macrophytes stand of a Neotropical floodplain (the Paraná River, Brazil). *Int Rev Hydrobiol* 98: 89-103, 2013.

Dajoz R. (2005) *Princípios de ecologia*. Porto Alegre, Artmed. 519 p.

Declerck S, Vanderstukken M, Pals A, Muylaert K, DeMeester L. (2007) Plankton biodiversity along a gradient productivity and its mediation by macrophytes. *Ecology* 88:2199-2210.

- Dodson SI, Arnott SE, Cottingham KL. (2000) The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology* 81: 2662–2679.
- Dole-Olivier MJ, Galassi DMP, Marmonier P, Creuzé Dês Châtelliers M. (2000) The biology and ecology of lotic microcrustaceans. *Freshw Biol* 44: 63-91.
- Duncan RP. (1993) Flood disturbance and the coexistence of species in a lowland podocarp forest. *J Ecol* 81 :403-416.
- Dussart BH, Defaye D. (1995) *Copepoda: Introduction to the Copepoda*. Leiden, The Hague: SPB Academic 277 p.
- Elmoor-Loureiro LMA. (1997) Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Brasília: DF Universa. 155p.
- Elmoor-Loureiro LMA. (1997) Brazilian cladoceran studies: where do we stand? *Nauplius* 8: 117-131.
- Erlich PR (1997) A perda da diversidade : causas e conseqüências. In: Wilson EO, editors. *Biodiversidade*. pp. 27-36.
- Forró L, Kovovchinsky NM, Kotov AA, Petrusek A. (2008) Global diversity of cladocerans (Crustacea: Cladocera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 177-184.
- Golterman HL, Clymo RS (1969) *Methods for chemical analysis of freshwaters*. Oxford and Edinburg: Blackwell Scientific Publications. 171p.
- Hann BJ. (1991) Invertebrate grazer-periphyton interations in a eutrophic marsh pond. *Freshwater Biol* 26 :87-96.
- Hutchinson GE. (1959) Homage to Santa-Rosalía or why are there so many kinds of animals. *Am Nat* 93:145-159.
- Huys R, Boxshall G. (1991) *Copepod Evolution*. London: The Ray Society. 468 p.
- Lampert W. (1987) Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zeal J Mar Fresh Research* 21: 483–490.
- Jackson DA. (1993) Stopping rules in principal component analysis: a comparison of heuristic and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214.
- José De Paggi SJ, Paggi JC. (2007) Zooplankton. In: Iriondo, MH, Paggi JC, Parma, MJ, editors. *The Middle Paraná River: limnology of a subtropical Wetland*. Springer, New York. pp. 229-245.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 106: 110-127.

Junk WJ. (2000) Mechanisms for development and maintenance of biodiversity in neotropical floodplains. In: Gopal, B, Junk JW, Davis, JA, editors. *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*. Backhuys Publishers, Leiden 1: 119-139.

Green J. (2003) Associations of planktonic and periphytic rotifers in a tropical swamp, the Okavango Delta, Southern Africa. *Hydrobiologia* 490: 197-209.

Gundale MJ, Farjado A, Lucas RW, Nilsson MC, Wardle DA. (2011) Resource heterogeneity does not explain the diversity-productivity relationship across a boreal island fertility gradient. *Ecography* 34: 887-896.

Kindt, R, Coe, R. (2005) *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi. ISBN 92-9059-179-X.

Koste W. (1978) *Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight*.

*Monogononta*. Berlin: Gebrüder Borntraeger, I, 673 p. e II, 474 p.

Komárek J, Anagnostidis K. (1986) Modern approach to the classification system of cyanophytes: chroococcales. *Algol Studies* 2: 157-226.

Komárek J, Anagnostidis K. (1989) Modern approach to the classification system of cyanophytes: nostocales. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Algol. Stud* 3: 247-345.

Komárek J, Anagnostidis K. *Cyanoprokaryota Teil Chroococcales* (1998) In Ettl HG, Gärtner H, Heynig D, Möllenhauer D, editors. *Jena: Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag. p548.

Komárek J, Anagnostidis K (2005) *Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales*. In: Büdel B, Gärtner G, Krienitz L, Schagerl D, editors. *München: Sübwasserflora Von Mitteleuropa*. Elsevier GMBH. p759.

Lansac-Tôha FA, Velho LFM, Higuti J, Takahashi EM. (2002) Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Braz J Biol* 6: 125-133.

Lansac-Tôha FA, Velho LFM, Bonecker CC. (2004) Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: Thomaz, SM, Agostinho AA, Hahn NS, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden. pp. 145-190.

Lansac-Tôha FA, Bonecker CC, Velho LFM, Simões NR, Dias JD, Alves GM, Takahashi EM. (2009) Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná river floodplain: interannual variation from long-term studies. *Braz J Biol* 69: 539-549.

Lampert W. (1987) *Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions*. New

Zea J Mar Fresh 21: 483–490.

Magurran A. (2011) Medindo a diversidade biológica. UFPR: Curitiba. 259 p.

Maia-Barbosa PM, Peixoto RS, Guimarães, AS. (2008) Zooplankton in litoral Waters of a tropical lake: A revisited biodiversity. Braz J Biol 68: 1069-1078.

Mccune, BE, Mefford, MJ. pc-ord. (1999) Multivariate analysis of ecological data, version 4.01. Oregon: MJM Software Design Gleneden Blach.

Naeem S. (1990) Resource heterogeneity and community structure: a case study in *Heliconia imbricata* phytotelmata. Oecol 84: 29-38.

Neiff JJ. (1990) Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. Interciencia 15: 424-441.

Neiff JJ. (2001) Biodiversity in some tropical wetlands systems of South America. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA, editors. Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Backhuys Publishers, Leiden. pp. 119-139.

Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, O'Hara RB, Simpson GL, Stevens MHH, Wagner H (2011) Vegan: community ecology package. Version 1.17-11. Available from: <<http://vegan.r-force.r-project.org/>>.

Pattinson KR, Havel JE, Rhodes RG. (2003) Invasibility of a reservoir to exotic *Daphnia lumholtzi*: experimental assessment of diet selection and life history responses to cyanobacteria. Freshw Biol 48: 233–246.

Peixoto RS, Sá CEM, Guimarães AS, Maia-Barbosa PM. (2008) Seasonal fluctuations of microcrustacean assemblages in the litoral zone of lake Dom Helvécio (Parque Estadual do rio Doce, MG). Acta Limnol Bras 20: 213-219.

Petts GE, Amoros C (1996) Fluvial hydrosystems. London: Chapman & Hall.

Pielou EC (1975) Ecological diversity. New York: John Wiley. 165p.

Pinto Coelho RM (2004) Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. In: Bicudo CEM, Bicudo DC, editors. Amostragem em limnologia. São Carlos: Rima. pp. 149-166.

R Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>

Reid JW. (1985) Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Boletim Zoologia 9: 17-143.

Reviere B (2003) Biologie et phylogénie des algues, tome 2. Paris: Éditions Berlin.



- Reynolds C. (2006) Ecology of phytoplankton, University Press, Cambridge. 535 p.
- Reynolds CS. (1997) Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory. Oldendorf: Ecology Institute.
- Rietzler AC, Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG. (2002) Life cycle, feeding and adaptive strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiaptomus iheringi* in Lobo-Broa reservoir (SP, Brazil). *Braz J Biol* 62: 93-105.
- Rodrigues L, Bicudo DC. (2001) Similarity among periphyton algal communities in a lentic-lotic gradient of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Rev Bras Bot* 24: 235-248.
- Rodrigues L, Bicudo BC, Moschini-Carlos V. (2003) O papel do perifíton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais. In: Thomaz, SM, Bini LM. editors *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM 211-230.
- RODRIGUES L, THOMAZ SM, AGOSTINHO AA, GOMES LC. (2005) Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, SP: Rima. 333p.
- Rosenzweig ML (1995) *Species diversity in space and time*. Cambridge, UK: Cambridge University press.
- Rossa DC, Bonecker, CC (2003). Abundance of planktonic and nonplanktonic rotifers in lagoons of the Upper Paraná River floodplain. *Amazoniana*, 17, 567-581.
- Round FE. (1971) The taxonomy of the Chlorophyta. *Brit Phycol* 6: 235-264.
- Sampaio EV, Rocha O, Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG. (2002) Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Braz J Biol* 62: 525–545.
- Schwarzbald A. (1990) Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifíton. *Acta Limnol Bras* 3: 545-592.
- Segers H (1995) *Rotifera*. The Hague, the Netherlands: SPC Academics 2: the Lecanidae (Monogononta). guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world.
- Segers H. (2008) Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 49-59.
- Sendacz S, Kubo E. (1982) Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do estado de São Paulo. *Bol do Inst Pesca* 9: 51-89.
- Serrano L, Toja J. (1998) Interannual variability in the zooplankton community of a shallow temporary pond. *Verh Int Ver Limnol* 26: 1575-1581.
- Siehoff S, Hammers-Wirtz M, Strauss T, Toni H. (2008) Periphyton as alternative food source for the filter-feeding cladoceran *Daphnia magna*. *Freshwater Biol* 54: 15–23.

Simões NR, Lansac-Tôha FA, Velho LFM, Bonecker CC (2012) Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: a long-term ecological research study. *Rev Biol Trop* 60:1819-1836.

Simões NR, Colares MAM, Lansac-Tôha FA, Bonecker, CC. (2013a) Zooplankton species richness-productivity relationship: Confronting monotonic positive and hump-shaped models from a local perspective. *Austral Ecol* 38: 952-958.

Simões NR, Lansac-Tôha FA, Bonecker CC. (2013b) Drought disturbances increase temporal variability of zooplankton community structure in floodplains. *Int. Rev Hydrobiol* 98: 24-33.

Statsoft Incorporation (2005) *Statistic, data analysis software system*. Statistic, Tusla.

Sterner RW, Hessen DO. (1994) Algal nutrient limitation and the nutrition of aquatic herbivores. *Annu Rev Ecol Syst* 25: 1–25.

Striebel M, Singer G, Stibor H, Andersen T. (2012) “Trophic overyielding”: Phytoplankton diversity promotes zooplankton productivity. *Ecology* 93: 2719-2727.

Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL. (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.

Thomaz SM, Cunha ER. (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnol Bras* 22: 218-236.

Tilman D. (1982) *Resource competition and community structure*. New Jersey: Princeton University Press.

Tilman D, Pacala S (1993) The maintenance of species richness in plant communities. In: Ricklefs RE, Schluter D, editors. *Species diversity in ecological communities*. University of Chicago press. pp. 13-25.

Train S, Rodrigues LC. (2004) Phytoplankton assemblages. In Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden.

Train S, Jati S, Rodrigues LC, Pivato BM. (2005) Distribuição Espacial e Temporal do Fitoplâncton em Três Reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC, editors. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos: 73-85.

Utermöhl H. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. (1958) *Mitt. D. Internat. Vereinig. F. Limnol* 9: 1-39.

Van den Brink, FWB, Van Katwijk, MM, Van de Velde, G. (1994) Impact of hydrology on phyto- and zooplankton communities composition in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. *J Plankton Res.* 16: 351-373.

Ventelã AM, Wiackowski K, Moilanen M, Saarikari V, Vuorio K, Sarvala J. (2002) The effect of small zooplankton on the microbial loop and edible algae during a cyanobacterial bloom. *Freshwater Biol* 47:1807-1819.

Ward JV, Stanford JA. (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul Rivers Res Manage* 11: 105-119.

Ward JV, Tockner K, Schiemer F. (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regul Rivers Res Manage.* 15: 125-139.

Ward JV, Tockner K, Arscott DB, Claret C. (2002) Riverine landscape diversity. *Freshw Biol* 47: 517-539.

Weitz JS, Rothman DH. (2003) Scale-dependence of resource-biodiversity relationships. *J Theor Biol* 225: 205-214.

APÊNDICE A - Inventário faunístico da comunidade zooplanctônica registrada nos locais de amostragem nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, em novembro e dezembro de 2011 (Lit = Região litorânea; Pel = Região pelágica).

<b>ROTÍFEROS</b>	<b>Lit</b>	<b>Pel</b>
<b>Asplanchnidae</b>		
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1854)	x	x
<b>Brachionidae</b>		
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851		x
<i>B. bidentatus</i> Anderson, 1889	x	x
<i>B. budapestinensis</i> Daday, 1885	x	
<i>B. calyciflorus</i> Pallas, 1766	x	x
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	x	
<i>B. caudatus</i> var. <i>austrogenitus</i> Ahlstrom, 1940	x	x
<i>B. caudatus</i> var. <i>personatus</i> Ahlstrom, 1940	x	
<i>B. dolabratus</i> Haring, 1914	x	x
<i>B. falcatus</i> Zacharias, 1898	x	x
<i>B. mirus</i> Daday, 1905	x	x
<i>B. mirus</i> var. <i>reductus</i> (Koste, 1972)	x	
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783	x	x
<i>B. zahniseri</i> Ahlstrom, 1934	x	
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)		x
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	x	x

<i>K. cochlearis</i> (Gosse, 1851)	x	x
<i>K. lenzi</i> Hauer, 1953	x	x
<i>K. tropica</i> (Apstein, 1907)	x	x
<i>Plationus patulus</i> var. <i>macracanthus</i> (Daday, 1905)	x	
<i>P. patulus</i> var. <i>patulus</i> (Müller, 1786)	x	x
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	x	x
<i>P. leloupi</i> Gillard, 1957		x
<b>Collotheceidae</b>		
<i>Collothea</i> sp.		x
<b>Conochilidae</b>		
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	x	x
<i>C. dossuaris</i> Hudson, 1885	x	x
<i>C. natans</i> (Seligo, 1900)	x	
<i>C. unicornis</i> Rousselet, 1892		x
<b>Dicranophoridae</b>		
<i>Dicranophoroides caudatus</i> (Ehrenberg, 1834)	x	x
<i>D. epicharis</i> Haring & Myers, 1928	x	
<i>D. forcipatus</i> (Müller, 1786)		x
<i>Macrochaetus collinsii</i> (Gosse, 1867)	x	x
<i>M. sericus</i> (Thorpe, 1893)	x	x
<b>Epiphanidae</b>		
<i>Epiphanes clavulata</i> (Ehrenberg, 1832)	x	x
<i>E. macrourus</i> Barrois & Daday, 1894	x	x
<i>E. senta</i> (Müller, 1773)		x
<b>Euchlanidae</b>		
<i>Beuchampiella euda. Eudactylota</i> (Gosse, 1886)		x
<i>Dipleuchlanis propatula</i> var. <i>propatula</i> (Gosse, 1886)	x	
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	x	x
<i>E. dilatata</i> var. <i>luckisiana</i> Hauer, 1930	x	x
<i>E. incisa</i> Carlin, 1939	x	
<i>Tripleuchlanis plicata</i> Myers, 1930	x	
<b>Filinidae</b>		
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	x	x
<i>F. opoliensis</i> Zacharias, 1891		x
<i>F. terminalis</i> (Plate, 1886)	x	x
<b>Flosculariidae</b>		
<i>Floscularia</i> sp.		x
<i>Ptygura</i> sp.		x
<i>Sinantherina spinosa</i> Haring, 1913		x
<b>Gastropodidae</b>		
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	x	x
<i>A. cf. agilis</i> Zacharias, 1893	x	
<i>A. saltans</i> Bartsch, 1870	x	x

<i>A. ovalis</i> (Bergendal, 1892)	x	
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1938)	x	x
<b>Hexarthridae</b>		
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	x	x
<i>H. mira</i> (Hudson, 1871)	x	x
<b>Lecanidae</b>		
<i>Lecane amazonica</i> (Murray, 1913)		x
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)	x	x
<i>L. brauhmi</i> Koste, 1988	x	
<i>L. closteroerca</i> (Schmarda, 1859)	x	
<i>L. cornuta</i> (Muller, 1786)	x	x
<i>L. curvicornis</i> (Murray, 1913)	x	x
<i>L. hornemanni</i> (Ehrenberg, 1834)	x	
<i>L. leontina</i> (Turner, 1892)	x	x
<i>L. ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	x	x
<i>L. luna</i> (Müller, 1776)	x	x
<i>L. lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	x	x
<i>L. monostyla</i> (Daday, 1897)	x	x
<i>L. proiecta</i> Hauer, 1956	x	x
<i>L. papuana</i> Murray, 1913		x
<i>L. pusilla</i> Haring, 1914	x	
<i>L. quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)	x	x
<i>L. rhytida</i> Haring & Myers, 1926		x
<i>L. signifera</i> (Jennings, 1896)	x	x
<i>L. stenroosi</i> (Meissner, 1908)	x	
<i>L. thienemanni</i> (Hauer, 1938)	x	
<b>Lepadellidae</b>		
<i>Lepadella (L.) ovalis</i> (Müller, 1786)	x	x
<i>L. (L.) patella</i> (Müller, 1773)	x	x
<i>L. (L.) patella</i> var. <i>oblonga</i> (Ehrenberg, 1834)	x	
<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg, 1831	x	
<b>Mytilinidae</b>		
<i>Mytilina acanthophora</i> Hauer, 1938		x
<i>M. macrocera</i> (Jennings, 1894)		x
<i>M. ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	x	x
<i>M. ventralis</i> var. <i>macrachanta</i> Gosse, 1886	x	
<i>Lophocharis salpina</i> (Ehrenberg, 1834)	x	
<b>Notommatidae</b>		
<i>Cephallodela gibba</i> (Ehrenberg, 1832)	x	x
<i>Monommata arndti</i> Remane 1933		x
<i>M. grandis</i> Tessin, 1890	x	x
<i>Monommata</i> sp.	x	
<i>Notommata copeus</i> Ehrenger, 1834	x	x
<i>N.cerberus</i> (Gosse, 1886)	x	

<i>N. prodota</i> Myers, 1933	x	
<i>N. pachyura</i> (Gosse, 1886)	x	
<i>N. saccigera</i> Ehrenberg, 1832		x
<b>Synchaetidae</b>		
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	x	x
<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894)	x	x
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1831	x	x
<i>S. pectinata</i> Ehrenberg 1832	x	x
<b>Scarididae</b>		
<i>Scaridium grandis</i> Segers, 1995	x	
<b>Testudinellidae</b>		
<i>Phompholyx complanata</i> Gosse, 1951		x
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	x	x
<i>T. ohlei</i> Koste, 1972	x	x
<i>T. patina</i> (Hermann, 1783)	x	x
<i>T. patina</i> var. <i>intermedia</i> (Anderson, 1889)	x	
<b>Trichocercidae</b>		
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	x	x
<i>T. bicristata</i> var. <i>mucosa</i> (Stokes, 1896)	x	
<i>T. bidens</i> (Lucks, 1912)	x	x
<i>T. cylindrica</i> (Imhof, 1891)	x	x
<i>T. cylindrica</i> var. <i>chattoni</i> Beauchamp, 1907	x	
<i>T. dixonnuttalli</i> (Jennings, 1903)		x
<i>T. elongata</i> (Gosse, 1886)	x	
<i>T. heterodactyla</i> (Tschugunoff, 1921)	x	x
<i>T. iernis</i> (Gosse, 1887)	x	x
<i>T. inermis</i> (Linder, 1904)	x	x
<i>T. macera</i> (Gosse, 1886)	x	
<i>T. mus</i> Hauer, 1938	x	
<i>T. myersi</i> (Hauer, 1931)		x
<i>T. rattus</i> (Müller, 1776)	x	
<i>T. rousseleti</i> (Voigt, 1902)	x	
<i>T. ruttneri</i> Donner, 1953	x	
<i>T. similis</i> (Wierzejski, 1893)	x	x
<i>T. similis</i> var. <i>grandis</i> Hauer, 1965	x	
<i>T. stylata</i> (Gosse, 1851)	x	
<b>Trichotriidae</b>		
<i>Trichotria tetractis</i> Ehrenberg, (1830)	x	x
<b>Philodinidae</b>		
Bdelloidea	x	x
<b>Proalidae</b>		
<i>Proales minima</i> (Montet, 1915)	x	
<i>P. cf. similis</i> Beauchamp, 1907	x	

<i>P. cf. theodora</i> (Gosse, 1887)	x	
<b>CLADÓCEROS</b>		
<b>Bosminidae</b>		
<i>Bosmina frey</i> De Melo and Hebert, 1994		x
<i>B. hagdmani</i> Stingelin, 1904	x	x
<i>B. tubicen</i> Brehm, 1939	x	x
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	x	x
<b>Chydoridae</b>		
<i>Acroperus tupinamba</i> Sinev and Elmoor-Loureiro, 2010		x
<i>Alona dentifera</i> Sars, 1901	x	x
<i>A. glabra</i> Sars, 1901	x	
<i>A. guttata</i> Sars, 1862	x	x
<i>A. monacantha</i> (Sars, 1901)		x
<i>A. ossiani</i> Sinev, 1998		x
<i>A. poppei</i> Richard, 1897		x
<i>A. verrucosa</i> Sars, 1901	x	x
<i>Anchistropus ominusus</i> Sars, 1862	x	
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	x	
<i>C. monacantha</i> (Sars, 1901)	x	
<i>Alonella clathratula</i> Sars, 1896	x	x
<i>A. dadayi</i> Birge, 1910	x	x
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	x	x
<i>C. parvireticulatus</i> Frey, 1897	x	x
<i>C. pubescens</i> Sars, 1901	x	x
<i>C. nitidulus</i> (Sars, 1901)	x	
<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896	x	
<i>C. dadayi</i> Stingelin, 1914		x
<i>Dadaya macrops</i> (Daday, 1898)	x	
<i>Disparalona leptorhyncha</i> Smirnov, 1996		x
<i>Dunhevedia odontoplax</i> Sars, 1901	x	
<i>Ephemeroporus barroisi</i> (Richard, 1894)		x
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	x	x
<i>E. tridentatus</i> (Bergamin, 1931)	x	
<i>Graptoleberis occidentalis</i> Sars, 1901	x	
<i>Karualona muelleri</i> (Richard, 1897)	x	x
<i>Leydigia curvirostris</i> Sars, 1901		x
<i>Nicsmirnovius fitizatricksi</i> (Chien, 1970)		x
<i>Notoalona sculpta</i> (Sars, 1901)	x	x
<b>Daphniidae</b>		
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	x	x
<i>C. silvestri</i> Daday, 1902		x
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	x	x
<i>D. lumholtzi</i> G. O. Sars, 1885		x
<i>Scapholeberis cf. armatafreyi</i> Dumont & Pensaert, 1983		x

<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	x	x
<b>Ilyocriptidae</b>		
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrich, 1882	x	x
<b>Macrothricidae</b>		
<i>Graptoleberis occidentalis</i> Sars, 1901	x	
<i>Grimaldina brazzai</i> Richard, 1892	x	
<i>Guernella raphaellis</i> Richard, 1892		x
<i>Macrothryx elegans</i> (Sars, 1901)	x	x
<i>M. squamosa</i> Sars, 1901	x	x
<b>Moinidae</b>		
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	x	x
<i>M. minuta</i> Hansen, 1899	x	x
<i>M. reticulata</i> (Daday, 1905)	x	x
<i>Moinodaphnia macleayi</i> (King, 1853)	x	
<b>Sididae</b>		
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korineck, 1981	x	x
<i>D. brevireme</i> Sars, 1901	x	x
<i>D. fluviatilis</i> Hansen, 1899		x
<i>D. polyspina</i> Korovchink, 1982	x	
<i>D. spinulosum</i> Herbst, 1975		x
<i>Latonopsis australis</i> Sars 1888	x	
<i>Pseudosida ramosa</i> Daday, 1904	x	
<b>COPÉPODES</b>		
<b>Cyclopidae</b>		
<i>Ectocyclops rubescens</i> Brady, 1904		x
<i>Eucyclops solitarius</i> Herbst, 1959	x	
<i>Eucyclops ensifer</i> Kiefer, 1936	x	
<i>Eucyclops elegans</i> (Herrick, 1884)	x	x
<i>Eucyclops sp.</i>	x	
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine 1820)	x	
<i>Mesocyclops ellipticus</i> Kiefer, 1936		x
<i>M. longisetus</i> (Thiébaud, 1912)	x	
<i>M. meridianus</i> (Kiefer, 1926)	x	x
<i>Microcyclops alius</i> (Kiefer, 1935)	x	
<i>M. anceps</i> (Richard, 1897)	x	x
<i>M. finitimus</i> Dussart, 1984	x	
<i>Microcyclops sp.</i>		x
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	x	
<i>P. fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	x	
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	x	x
<i>T. minutus</i> Lowndes, 1934		x
<i>T. inversus</i> Kiefer, 1936		x
<b>Diaptomidae</b>		
<i>Notodiaptomus anisitsi</i> (Daday, 1905)		x



<i>N. cearensis</i> (Wright, 1936)	x	
<i>N. deitersi</i> (Poppe, 1891)		x
<i>N. henseni</i> (Dahl, 1894)	x	
<i>N. iheringi</i> (Wright, 1935)	x	x
<i>N. incompositus</i> (Brian, 1926)		x
<i>N. isabelae</i> (Wright, 1936)		x

---