

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - AC. ZOOLOGIA

**Atributos populacionais e produtividade secundária de rotíferos
em ambientes lacustres naturais e artificiais**

Juliana Abra

Orientador: Prof. Dr. Raoul Henry

**Co-orientadora: Profa. Dra. Maria
Stela Maioli Castilho Noll**

Botucatu - SP
2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - AC. ZOOLOGIA

**Atributos populacionais e produtividade secundária de rotíferos
em ambientes lacustres naturais e artificiais**

Juliana Abra

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade Estadual
Paulista (UNESP), Campus de
Botucatu, como parte dos requisitos
para obtenção do título de doutor em
Ciências Biológicas - Área de Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Raoul Henry

**Co-orientadora: Profa. Dra. Maria
Stela Maioli Castilho Noll**

Botucatu - SP
2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO DE AQUIS. E TRAT. DA INFORMAÇÃO
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: **ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE**

Abra, Juliana.

Atributos populacionais e produtividade secundária de rotíferos em ambientes lacustres, naturais e artificiais / Juliana Abra. – Botucatu : [s.n.], 2012

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Raoul Henry

Co-orientador: Maria Stela Maioli Castilho Noll

Capes: 20502001

1. Rotífero – População. 2. Ecossistemas de populações. 3. Ecologia de populações. 4. Ecologia de lagoas. 5. Barragens e açudes.

Palavras-chave: Açudes; Atributos populacionais; Lagoas; Produtividade secundária; Rotífera.

Dedico este trabalho com muito amor e carinho aos meus pais Célia e Pedro e meu irmão Bruno, pelo amor e por toda alegria que já me proporcionaram, por acreditar na minha capacidade e sempre apoiar minhas decisões. Amo Vocês!!!

À minha avó Izabel por rezar por mim e me ajudar de todas as formas e por ter me dado a mãe maravilhosa que tenho.

E aos meus avós paternos, Gualdemiro e Romilda (in memoriam).Tenho certeza que olham por mim. Saudades...

Ao meu namorado. Obrigada pela força, paciência e carinho!!

“Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo, qualquer um pode começar agora e fazer um novo fim”.

Chico Xavier

Agradecimentos

Ao professor *Raoul Henry*, pela oportunidade, apoio, orientação, paciência e ensinamentos, nestes sete anos de Doutorado e Mestrado.

À professora Maria Stela pelo apoio, espaço cedido, confiança e por não desistir de acreditar em mim e também pelos ensinamentos;

Ao Depto de Zoologia e Botânica (Ibilce-Unesp de Rio Preto) pela infraestrutura disponibilizada e aos funcionários , em especial a Maria Helena, Sidnei, Dani e Jorge pelos auxílios e amizade durante estes longos anos e também aos funcionários das fazendas pela autorização da realização deste trabalho;

À Capes pela bolsa de Doutorado concedida;

Ao técnico de laboratório Hamilton Antônio Rodrigues, pela ajuda no campo, análises de laboratório e paciência, além de demonstração de amizade e ser muito prestativo, obrigada Hamilton!!!

Ao Joaquim pela ajuda nas coletas, refeição e horas de descontração.

Ao Sr. Paulinho, nosso motorista, amigo e sempre nos auxiliando com muita dedicação!!!

Ao Ciro Joko pela amizade e dedicação e também pela ajuda na identificação de espécies à distância;

À Sil, não tenho palavras para agradecer a ajuda, paciência, mesmo a distância, me auxiliando, ensinando e sempre me dando bons conselhos !!! Muito obrigada Sil, te adoro!

À Patrícia Hoffmann (Pitot). Qualquer palavra que eu diga não representará o enorme carinho e gratidão que tenho por ela. Paty são pessoas como você que fazem a diferença e nos faz ter esperança e ver as coisas boas da vida!!!

À Rosa, agradeço muito pela amizade e dedicação em me ajudar!! Você faz parte das pessoas que marcaram minha vida em Botucatu;

Aos amigos do Depto de Zoologia de Rio Preto, Lígia, Carol, Maira, Érico Mateus, Mônica e Jake. Meu muito obrigado pela paciência e apoio!!

Aos amigos da Zoologia de Botucatu, Carol (obrigada por tudo e pela sua amizade querida), Aninha, Mirian, Rose, “Ricardo” (muito obrigada pela amizade e apoio na qualificação), Jorge, Danilo, Grazi (saudades miga), “Zé” (Farusca valeu por tudo, você me salvou várias vezes). Aos amigos que já foram embora: Fabi, Fer,

Luciana Sartori, Gab, Japa e Xuxa, Rosana e as pessoas novas que não tive a oportunidade de conviver!!!

Às professoras que não puderam participar da banca, mas que tenho enorme consideração, prof^a Cláudia Bonecker e Cláudia Fileto.

Aos professores da banca pelo apoio e contribuições futuras, principalmente aqueles que se dispuseram a substituir os professores ausentes!!

Ao professor Dr. Peter James Harris, da Unesp de Rio Preto pelo empenho e disponibilidade em traduzir ao inglês os resumos da tese, muito obrigada professor, de coração!!

Aos meus familiares e amigos de São José do Rio Preto, pelo apoio e por sempre acreditar na minha capacidade.

Aos meus pais, Pedro e Célia e meu irmão Bruno, pela base, carinho e compreensão para concretizar mais uma etapa importante em minha vida depois de muitos acontecimentos tristes pelo caminho.

À minha avó Izabel pelo apoio e carinho!! E aos meus tios e parentes pela força!!!

Ao Juari pelo apoio e carinho, sempre me dando força e me agüentando em horas de stress, de muuuito stress!! Obrigada Jubs!!

Aos meus professores de graduação por ter me proporcionado uma formação de qualidade, incentivo e apoio, principalmente aos professores *Fabiano G. Taddei* e *Adauto F. Lima* pela boa convivência, ensinamentos e oportunidade de uma iniciação científica.

À oportunidade de fazer parte do trabalho de levantamentos realizados em açudes do noroeste paulista: “Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade” (Programa Biota-Fapesp – processo nº 04/04820-3) e também ao trabalho de pós-doutoramento intitulado “Relações entre os atributos da comunidade zooplanctônica e as características físicas e químicas da água em diferentes ambientes lênticos: diferenças inter e intra-lagoas” (Apoio Fapesp – processo nº 2007/05134-4).

Ao professor Fernando Noll em me aceitar no estágio docência e pelos ensinamentos em Zoologia, complementado minha formação.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente na realização deste trabalho.

Sumário

1º Capítulo	7
Resumo	1
Abstract.....	2
1. Introdução	3
2. Objetivos.....	7
3. Hipóteses.....	8
4. Material e Métodos	8
4.1. Área de estudo.....	9
4.1.1 Lagoas marginais na zona de transição Rio Paranapanema – Represa Jurumirim.	9
4.1.2 Ambientes lênticos na região noroeste paulista	13
4.2 Metodologia.....	17
4.2.1 Análise qualitativa e quantitativa dos rotíferos.....	18
4.3 Tratamento dos dados	19
5. Resultados	20
• 1º Objetivo: <i>Determinar as características físicas, químicas e biológicas da água nas estações chuvosa e seca de açudes e lagoas marginais;</i>	20
• 2º Objetivo: <i>Determinar a composição, abundância, diversidade e riqueza de rotíferos, tanto na região pelágica quanto litorânea de três lagoas marginais ao rio Paranapanema e dos Açudes do noroeste paulista;</i>	28
1. Composição e Índice de Constância de Dajoz (região pelágica e litorânea): ..	28
2. Abundância absoluta e relativa de rotíferos	34
2.1. Abundância Absoluta dos Açudes do noroeste paulista	34
2.2. Abundância Absoluta das lagoas marginais.	36
2.3. Abundância Relativa das principais famílias de rotíferos dos Açudes do noroeste paulista.	37
3.3. Abundância relativa das principais famílias de rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema.	40
3. Índices de Diversidade e Equitabilidade da Comunidade de Rotíferos	43
3.1. Diversidade e Equitabilidade dos Açudes do noroeste paulista	43
3.2. Diversidade e Equitabilidade das lagoas marginais ao rio Paranapanema.	47
3. Riqueza da comunidade de rotíferos.	49
3.1. Riqueza de espécies de rotíferos nos Açudes do noroeste paulista.	49
3.2. Riqueza de espécies de rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema.	51
• 3º Objetivo: <i>Relacionar as variáveis ambientais das lagoas marginais e dos açudes do noroeste paulista com os atributos dos rotíferos;</i>	52
1. Análise de Correspondência Canônica (ACC ou CCA).....	52
• 4º Objetivo: <i>Comparar as estruturas da comunidade de rotíferos em ambientes sujeitos as diferentes perturbações e regimes hidrológicos;</i>	57
1. Análise de Similaridade	57
2. Análise de Variância (ANOVA) dos Atributos dos rotíferos.....	59
• Riqueza por famílias de rotíferos	64
6. Discussão	66
7. Conclusões	80
8. Referências Bibliográficas	81

<i>Anexos</i>	96
2º Capítulo	111
Resumo	112
Abstract	113
1. Introdução	114
2. Objetivos	116
3. Hipótese	116
4. Material e métodos	116
4.1. Locais de estudo e peridiocidade de amostragem	116
4.2. Área de estudo	117
• Açude Onda Verde (G6)	117
• Lagoa Poço das Pedras	118
4.3. Metodologia	119
1. Variáveis Ambientais	119
2. Análise qualitativa e quantitativa dos rotíferos	119
3. Biomassa e Produção Secundária	120
4. Análise estatística dos dados	121
5. Resultados	122
1. Profundidade e Transparência dos ambientes	122
2. Temperatura da água nos ambientes	126
3. pH	129
4. Condutividade elétrica	131
5. Oxigênio Dissolvido	133
6. Fósforo Total	135
7. Nitrogênio Total	137
8. Material em Suspensão	139
9. Clorofila a	141
1. ATRIBUTOS DOS ROTÍFEROS	143
a.) Composição	143
b.) Riqueza de táxons	147
c.) Diversidade e Equitabilidade	149
d.) Frequência relativa e Dominância	151
e.) Abundância total ou absoluta	155
f.) Abundância Absoluta das principais espécies	157
2. BIOMASSA	157
a.) Peso seco individual	157
b.) Biomassa Total	165
c.) Biomassa das principais espécies	168
3. PRODUTIVIDADE SECUNDÁRIA	171
a.) Produtividade secundária das principais espécies de rotíferos	171
b.) Produtividade Secundária Total de rotíferos	189
c.) Razão Produção: Biomassa e Tempo de Renovação	191
6. Discussão	202
❖ Fatores físicos, químicos e biológicos na Lagoa Poço das Pedras e no Açude de Onda Verde.	202
❖ Atributos das comunidades de rotíferos	207
7. Conclusões	218
8. Referências Bibliográficas	219
<i>Anexos</i>	232

1º Capítulo

Análise da estrutura da comunidade de rotíferos em lagoas marginais ao rio Paranapanema, em sua zona de desembocadura na Represa de Jurumirim (SP) e em Açudes da região noroeste paulista.

Resumo

O presente estudo foi realizado em três lagoas marginais ao rio Paranapanema, em sua zona de desembocadura na Represa de Jurumirim, e em dez açudes em propriedades rurais na região noroeste paulista. O nosso objetivo principal foi avaliar a estrutura das comunidades de rotíferos e seus principais fatores determinantes de eventuais diferenças em ambientes sujeitos a perturbações e regimes hidrológicos distintos. As coletas foram realizadas em duas estações do ano (em estações seca de 2007 e 2008 e chuvosa de 2008 e 2009), na região litorânea e pelágica dos ambientes. Os seguintes parâmetros físicos e químicos foram analisados: profundidade, temperatura da água, transparência, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, material em suspensão, clorofila *a*, nitrogênio e fósforo total. Foram analisados os atributos da comunidade de rotíferos: riqueza, diversidade, equitabilidade e abundância de espécies. As variáveis físicas e químicas da água apresentaram diferenças entre os locais e dentro dos ambientes (zona pelágica e litorânea), mas não foi possível elaborar padrões locais e temporais entre as diferenças dos fatores abióticos. As lagoas marginais apresentaram menores variações dos fatores físicos e químicos da água entre estações do ano. Maiores riquezas e diversidades significativas foram associadas à presença de macrófitas aquáticas e maiores abundâncias de espécies foram associadas à trofia dos ambientes. Não houve diferenças temporais significativas entre os atributos da comunidade dos rotíferos, mas houve diferenças entre os locais. Devido ao fato de incluir no estudo a região litorânea, houve uma grande contribuição em número de espécies que tem hábitos litorâneos e também novos registros de espécies para o estado de São Paulo foram feitos. A conectividade hidrológica e a heterogeneidade ambiental caracterizam-se como fatores chave na estrutura de comunidades de rotíferos.

Abstract

The present study was carried out at three lakes adjacent to the River Paranapanema in the region of its entrance into the Jurumirim Reservoir and at ten reservoirs on rural properties in the north west of the State of São Paulo. The aim was to evaluate rotifer community structure and the principal factors determining differences in environments subject to distinct perturbations and hydrological regimes. Samples were collected at two periods of the year (the dry seasons of 2007 and 2008 and the rainy seasons of 2008 and 2009) at the littoral and on the limnetic of the environments. The following physical and chemical parameters were determined: depth, water temperature, transparency, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, suspended matter, chlorophyll *a*, total nitrogen and phosphorus. The following characteristics of rotifer community structures were computed: species richness, diversity, uniformity and abundance. The physical and chemical variables of the water revealed differences between sites and within the two environments (limnetic and littoral zones), but no local and temporal patterns were identified in the differences between abiotic factors. The adjacent lakes presented the lowest seasonal variations with regard to the physical and chemical characteristics of the water. The highest species richness and diversity of species were related to the presence of aquatic macrophytes, and the greatest abundance of species was associated with the trophic conditions of environments. No significant temporal differences between the characteristics of the rotifer community structures were found, but differences between sites were recorded. Due to the fact that the study included the littoral zone, there was a significant contribution in terms of the number of species with littoral habitats, and some species were identified for the first time in the State of São Paulo. Hydrological connectivity and environmental heterogeneity were the main key factors determining the structure of rotifer communities.

1. Introdução

Reservatórios são ambientes artificiais de transição entre rios e lagos. O conhecimento dos organismos aquáticos e das cadeias alimentares de um reservatório é de grande importância, pois a presença ou ausência de certas espécies e a composição das comunidades existentes serve como indicadores do “status” da qualidade da água (Straskraba & Tundisi, 2000).

Reservatórios são importantes ecossistemas aquáticos, que tem usos múltiplos de com o rio Paranapanema suas águas, tais como para irrigação, consumo humano e animal, atividades industriais, diluição de poluentes, geração de energia, transporte, recreação, pesca, entre outros (Postel & Carpenter, 1997). Ao mesmo tempo em que a diversidade física e a produtividade biológica são características destes sistemas, também é reconhecida sua fragilidade às agressões antrópicas (por ex, como despejos de efluentes, captação de água para abastecimento, irrigação, pesca, biomanipulação, etc). Estas agressões podem apresentar grande importância socioeconômica; contudo, provocam fortes alterações na fauna e flora aquática, nos padrões de qualidade da água, e conseqüentemente, nos usuários em potencial de suas águas (Naiman et al. 1995).

Vários fatores bióticos, como a quantidade e qualidade de alimento, interações biológicas de competição e predação e fatores abióticos como temperatura, oxigênio, entre outros, implicam em controlar a distribuição das estruturas da comunidade zooplânctônica em reservatórios, lagoas e lagos rasos. A caracterização de comunidades animais com vários tipos de vegetação aquática, diferindo espacial e morfologicamente, já tem sido provada por alguns grupos de invertebrados e estágios jovens de assembleias de peixes (Downing & Cyr, 1986; Winfield, 1987; Jeppesen et al. 1997).

Horizontalmente, os lagos podem apresentar duas zonas ou regiões: litorânea e limnética (ou pelágica). A primeira está em contato direto com o ecossistema terrestre adjacente, podendo ser considerada um ecótono, quando todos os seus constituintes biológicos estão presentes na área de transição. A zona limnética ou pelágica corresponde à área que não sofre influência direta do ecossistema terrestre adjacente (Esteves, 1998).

A estruturação da região litorânea em cada localidade depende de fatores geológicos, geomorfológicos, hidrográficos e hidrodinâmicos da lagoa (*apud* Raspopov et. al., 1996). A região litorânea, freqüentemente, é a parte mais diversa dos ecossistemas aquáticos, e comumente comporta uma grande variedade de espécies de

macrófitas aquáticas, associadas a uma microflora e a um grande número de espécies animais (Winterbourn & Lewis, 1975), o que resulta em elevada produtividade primária e variedade de nichos ecológicos, consequência da abundância de habitats e de recursos alimentares; além de vários interstícios que oferecem refúgio para numerosos animais pequenos contra predadores (Stansfield et al., 1997; Jeppesen et al. 1998; Scheffer, 1999; Lansac-Tôha et al., 2003). Muitos organismos que habitam essa zona possuem adaptações características (Wetzel & Likens, 1991; Nogueira et al., 2003). A comunidade zooplanctônica, em particular, contribui expressivamente para a diversidade dessa microfauna (Duggan et al., 1998; Lansac-Tôha et al., 2003 e 2004).

As comunidades aquáticas presentes na região litorânea apresentam uma elevada relação com aquelas estabelecidas na região pelágica, dependendo da razão entre o tamanho da região litorânea e área da região pelágica. A vegetação flutuante-enraizada na margem, por exemplo, pode ocupar uma extensa área da lâmina de água dos ambientes aquáticos. A diferenciação de ocupação de ambientes pode distinguir habitats característicos, numa micro-escala, por exemplo, na zona central e nas zonas da coluna de água do entorno de um único banco de macrófitas. Segregação de habitats, comumente conhecida como ocupação de profundidades diferentes ou segundo padrões diferentes de migração diária, é um fenômeno conhecido em comunidades zooplanctônicas naturais (Makarewicz & Likens, 1975; Kuczyńska-Kippen, 2003). Além disso, a arquitetura e textura de superfície das plantas podem criar condições diferenciadas de habitats (Raffaelli et al. 2000; Kuczynska-Kippen & Nagengast, 2003).

É possível observar, ainda, na região litorânea, a influência das macrófitas aquáticas sobre as condições físicas e químicas da água, promovendo a variabilidade espacial e temporal de algumas variáveis limnológicas, como oxigênio, pH, temperatura e nutrientes resultantes da fotossíntese e decomposição; além de evitar a turbulência da água e ressuspensão de sedimentos e alteração das condições de luz (Scheffer, 2001).

Algumas relações foram estabelecidas para grupos zooplanctônicos, cuja abundância e diversidade mostraram considerável variação espacial e temporal na região litorânea, influenciadas tanto pela composição e estrutura física da vegetação, como pelos fatores físicos e químicos da água (Green, 1972; Bonecker et al., 1994; Bonecker et al., 1998; Duggan et al., 1998; Lansac-Tôha et al., 2003). Esses fatores também variam espacial e temporalmente, de acordo com a heterogeneidade da região litorânea (Duggan et al., 1998).

Na zona limnética ou pelágica, os organismos estão mais expostos às mudanças do regime de vazão da massa líquida, que determina a importância do fluxo longitudinal, e também aos níveis de estratificação vertical causada pela ação da radiação e dos ventos nos movimentos e mistura da água (Straskraba & Tundisi, 2000).

As espécies de rotíferos dominantes, em número, na região pelágica comumente não são encontradas na região litorânea, devido, entre outros fatores, aos seus hábitos alimentares e de locomoção, que muitas vezes são dificultados pela arquitetura das macrófitas que colonizam as margens. Entretanto, essa vegetação pode proteger os organismos contra predação e os organismos que as colonizam também podem servir como recurso alimentar para os rotíferos. Nesse sentido, essas características podem favorecer o estabelecimento tanto de espécies não planctônicas, quanto de espécies planctônicas e semi-planctônicas (Pennak, 1978; Duggan et al., 1998; Lansac-Tôha et al., 2003), propiciando, assim, uma elevada diversidade de espécies na região litorânea.

Apesar do conhecimento de que os rotíferos sésseis têm seleção por um tipo de substrato específico, para a maioria (não sésil) das espécies de rotíferos litorâneos há pouca informação sobre a relação entre as macrófitas e a diversidade específica e a distribuição espacial e temporal das assembléias de rotíferos (Duggan et al., 1998).

Em ambientes lacustres laterais, alguns dos principais fatores controladores da composição, riqueza e abundância do zooplâncton são os graus de comunicação entre o rio e os lagos (isto é, a conectividade) e as variações do nível de água determinadas pelo pulso hidrológico (Martins & Henry, 2004). Lagoas marginais a rios, que são muito comuns em áreas alagadas e em planícies de inundação, constituem ambientes aquáticos que podem ser bastante influenciados pelo sistema fluvial. Especialmente na região tropical, esses tipos de ambientes são bastantes sujeitos às variações sazonais, principalmente marcadas pelos períodos de chuvas e secas, as quais ocasionam alterações nos níveis hidrométricos. Essas alterações levaram Junk (1980) a desenvolver o conceito de “pulsos de inundação” ou apenas “pulso”.

As áreas úmidas são áreas de transição entre o sistema terrestre e aquático, temporárias ou permanentemente alagadas ou áreas inundadas, naturais ou artificiais, de profundidades rasas, cobertas por macrófitas que estão saturadas ou inundadas em algum momento durante as estações de cada ano (Mitsch & Gosselink, 1993). Essas áreas são formadas por canal principal e secundário do rio, ilhas e lagoas marginais que constituem uma única unidade ecológica com funcionamento dependente do fluxo

horizontal do rio (Junk, 1997; Neiff, 2003). Os períodos de inundações influenciam a biota e processos ecológicos, ocorrendo a qualquer momento.

Na região de transição entre o rio Paranapanema e a Represa de Jurumirim, os ambientes lênticos adjacentes tem diferentes níveis de associação com o curso d'água (Henry, 2003). Esta zona – típica de áreas úmidas ou “wetland” – não apresentam características peculiares de uma planície de inundação devido à conectividade hidrológica aparentemente permanente entre o rio e as lagoas. Contudo, durante o ano, esta região é submetida a flutuações no nível da água (Henry, 2005).

O conceito de conectividade, inicialmente foi aplicado a fluxo de genes entre subpopulações de metapopulação (Merriam, 1984). Segundo Amoros & Roux (1988), a conectividade hidrológica é a troca de matéria, energia e biota que ocorre com e entre elementos diferentes da paisagem de rios através de corredores hidrológicos. A conectividade hidrológica opera sobre quatro dimensões dos sistemas hídricos fluviais: longitudinal, lateral, vertical e temporal (Ward, 1989; Amoros & Bornette, 2002).

A comunidade do zooplâncton constitui o elo entre predadores e produtores primários, desempenhando um papel importante, e exercendo uma influência em ambos os processos de *top-down* e *bottom-up*. A influência relativa das forças do *top-down* e do *bottom-up* para o zooplâncton varia de acordo com a disponibilidade de alimentos, a profundidade do lago e as oportunidades de refúgio da predação, entre as macrófitas, por exemplo. (Schriver et al. 1995; Hessen et al. 2003; Jeppesen et al. 2003). Além disso, as mudanças na composição da comunidade do zooplâncton, determinadas pela produtividade do lago, também geram impactos sobre a densidade fitoplanctônica (Pace 1984; Sarnelle 1992; Jeppesen et al. 2003). O *top-down* (predação e pastoreio) pode exercer uma força importante sobre o *bottom-up* (potencial de produtividade) na estruturação de ecossistemas aquáticos (Carpenter et al. 1985). Em climas temperados, por exemplo, muito esforço tem sido dirigido para avaliar a importância do *bottom-up* e do *top-down* na regulação da comunidade e estruturação do ecossistema; embora o papel de cada grupo aquático, principalmente do zooplâncton, pode apresentar grandes diferenças (Christoffersen et al., 1993; Auer et al., 2004). Muitos pesquisadores têm analisado a estrutura e a regulação ao longo de diferentes gradientes, tais como produtividade de habitats, comprimento da cadeia alimentar, permanência de habitat, bem como a dimensão, profundidade e morfometria de lagos (Hansson 1992, Keller & Conlon 1994; Post et al. 2000).

Até o momento, a importância dos rotíferos para a ecologia de água doce tem sido evidenciada pela elevada diversidade de espécies, altas taxas reprodutivas e capacidade de adaptação em nichos ecológicos diversificados, principalmente no que diz respeito à alimentação e às condições físicas e químicas da água (Güntzel et al., 2000). Dentro da comunidade zooplancônica, os rotíferos, em especial, respondem rapidamente a mudanças na oferta alimentar como, por exemplo, quando ocorrem alterações na composição e abundância de algas e outras fontes alimentares, através de modificações em seus atributos (riqueza de espécies, diversidade e densidade dos indivíduos). Representam, assim, organismos indicadores do estado trófico e da qualidade do sistema aquático, sendo altamente oportunistas e r-estrategistas e extremamente sensíveis aos ambientes submetidos à poluição orgânica (Sládeček, 1983).

Além de serem bons indicadores ambientais e úteis no monitoramento e gerenciamento de ecossistemas (Gannon & Stemberger, 1978), os rotíferos, bem como o zooplâncton em geral, têm papel importante na ciclagem de nutrientes e fazem parte da dieta de muitos peixes planctófagos e larvas de peixes (Woynarovich, 1985). São organismos cujas densidades refletem as variações temporais relacionadas a condições ambientais (Allan, 1976). Sendo assim, os fatores abióticos ou ambientais variam no tempo e no espaço, induzindo determinados padrões de respostas por parte das populações e resultando em uma distribuição espaço-temporal não uniforme das mesmas.

Devido ao seu curto tempo de desenvolvimento embrionário, a população de rotíferos (Allan, 1976), e característica populacional de r estrategista, dentro da comunidade zooplancônica, eles podem nos fornecer subsídios às respostas quando há mudanças ambientais, distúrbios locais e também às hipóteses de determinantes da diversidade e riqueza de espécies.

2. Objetivos

Os objetivos do presente trabalho foram:

- Determinar as características físicas, químicas e biológicas da água nas estações chuvosa e seca de açudes e lagoas marginais;

- Determinar a composição, abundância, diversidade e riqueza de rotíferos, tanto na região pelágica quanto litorânea de três lagoas marginais ao rio Paranapanema e dos Açudes do noroeste paulista;
- Relacionar as variáveis ambientais das lagoas marginais e dos açudes do noroeste paulista com os atributos dos rotíferos;
- Comparar as estruturas da comunidade de rotíferos em ambientes sujeitos as diferentes perturbações e regimes hidrológicos;

3. Hipóteses

Algumas questões a responder com a investigação dos rotíferos nas duas regiões de estudo:

1. Houve diferenças na estrutura da comunidade de rotíferos entre ambientes com regimes hidrológicos distintos, e se houve diferenças, em quais atributos essas diferenças foram mais evidentes?
2. Podemos encontrar diferenças nos atributos dos rotíferos na estação seca e chuvosa de ambos os ambientes de estudo?
3. Visto que a região litorânea tem maior biodiversidade comparada à região pelágica, essa distinção será evidenciada em ambientes com a vegetação de entorno devastada e substituída por monoculturas, como a cana-de-açúcar, laranja e pastoreio de gado?
4. Uma alteração nos atributos dos rotíferos poderá ser atribuída às mudanças nas características físicas, químicas e biológicas da água nas duas regiões?

4. Material e Métodos

Além dos fatores citados acima, foi de extrema relevância a realização deste trabalho para ampliação do conhecimento sobre a diversidade dos rotíferos nos ambientes aquáticos da região noroeste, já que, até o momento não houve estudos desses invertebrados aquáticos nessa região. Foram selecionados reservatórios da região noroeste paulista que se mostram hidrológicamente mais estáveis e sujeitos apenas a variações do nível da água devido às precipitações locais, e lagoas marginais ao rio Paranapanema que apresentam distintos graus de conectividade com o rio e regime hidrológico instável (Henry, 2005). Diante de problemáticas ambientais atuais, a comparação entre os dois tipos de ambientes aquáticos possibilitará obter informações

fundamentais para estudos descritivos e comparativos, abordando parâmetros estruturais e funcionais do ecossistema resultando em dados que fundamentarão trabalhos futuros de previsão, manejo e conservação desses ambientes aquáticos.

Os reservatórios da região noroeste do estado de São Paulo estão sujeitos a períodos de cheia, quando há elevados índices pluviométricos – de outubro a abril – e a períodos de seca que vão de maio a setembro. Muitos trabalhos mostram que o regime de chuva influencia na composição da comunidade zooplancônica. Em um estudo realizado em duas lagoas do rio Cuiabá (Mato Grosso) Neves et al. (2003) mostraram que durante a estação seca ocorreu um aumento da abundância relativa de rotíferos enquanto que, para copépodos e cladóceros houve uma diminuição.

A elevada diversidade e riqueza de rotíferos podem ser evidenciadas, por exemplo, em lagoas marginais ao rio Paranapanema, que já foram anteriormente estudadas, tal como a lagoa do Coqueiral, em estudos realizados por Abra (2008) que apresentou uma diversidade relativamente alta com valores próximos de 3,0 bits/ind e uma elevada riqueza com um total de 91 táxons em amostragens trimestrais de distribuição espacial. A alta riqueza de espécies de rotíferos também foi determinada em estudos sobre toda a extensão da represa Jurumirim por Casanova (2000) em estudos nas lagoas marginais na zona de desembocadura do rio Paranapanema nesta represa e ressaltado por Panarelli et al. (2003).

4.1. Área de estudo

Dois conjuntos de ambientes foram escolhidos para estudo: lagoas marginais a um grande rio na região sudeste do estado de São Paulo e açudes distribuídos por vastas bacias hidrográficas na região noroeste do estado.

4.1.1 Lagoas marginais na zona de transição Rio Paranapanema – Represa Jurumirim.

O local de estudo selecionado foram 3 lagoas (Lagoa Poço-das-pedras, Lagoa do Mian e Lagoa do Barbosa), ecossistemas marginais ao rio Paranapanema em sua zona de desembocadura na Represa Jurumirim (localizada entre os paralelos 23°27'30'' e 23°30'00'' S e os meridianos 48°38'29'' e 48°36'50'' W), região sudeste do estado de São Paulo (**Figuras 1. e 2.**).

O Rio Paranapanema nasce na serra de Paranapiacaba (leste do estado) e desagua no Rio Paraná (oeste do estado). Na área de desembocadura do principal

tributário deste reservatório, ocorrem inúmeras lagoas marginais com conectividade distinta (Henry et al., 2005). Nas lagoas da zona de transição Rio Paranapanema – Represa Jurumirim, os processos ecológicos são regulados exclusivamente por fatores internos durante o período de desconexão. Nos períodos de conexão com o rio Paranapanema, ambos os fatores (internos e externos) exercem um controle sobre a ecologia das lagoas laterais.

Uma das características dessas lagoas é a presença de exuberante comunidade de macrófitas aquáticas, cujas principais espécies são: *Echinochloa polystachya*, *Eichhornia azurea*, *Habenaria edwalli*, *Scirpus cubensis*, *Polygonum spectabile*, *Utricularia gibba*, *Limnobium stoloniferum*, *Pistia stratiotis*, além de táxons dos gêneros *Ludwigia*, *Myriophyllum*, *Azolla* e *Salvinia* sp. (Henry & Nogueira, 1999, Pompeo et al., 1999). As três lagoas marginais, selecionadas para este estudo – Lagoa do Mian, Lagoa do Barbosa e Lagoa Poço das Pedras (**Figura 1**) – fazem parte de um complexo de lagoas pouco estudadas até o presente. Dentre as três lagoas, a Lagoa do Barbosa apresenta a conexão mais estreita com o rio. As outras duas lagoas apresentam conexão através de canais entre bancos de macrófitas. Em pelo menos uma de suas bordas ocorre mata ciliar.



Figura 1. Imagem aérea das lagoas marginais ao rio Paranapanema.

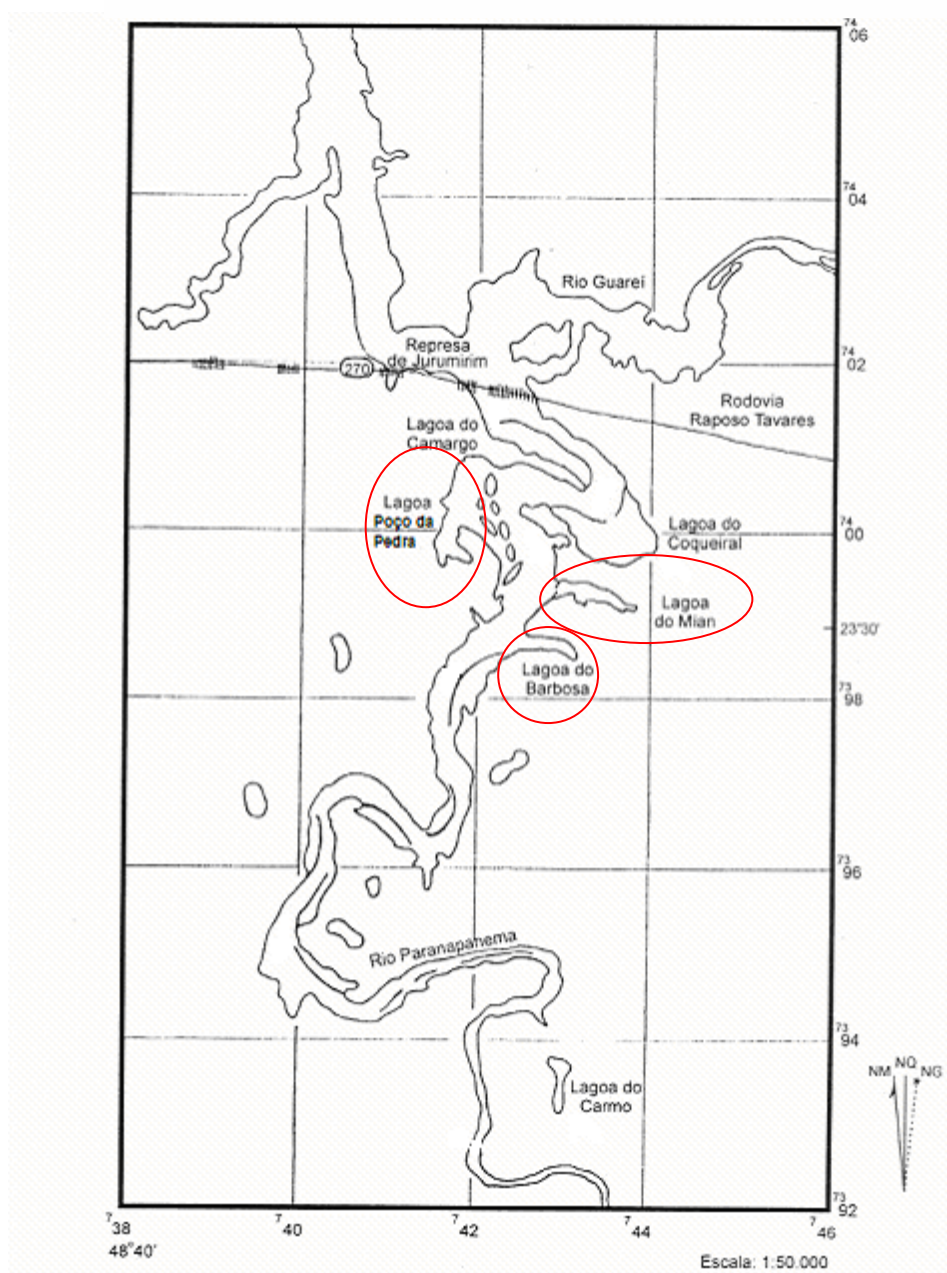
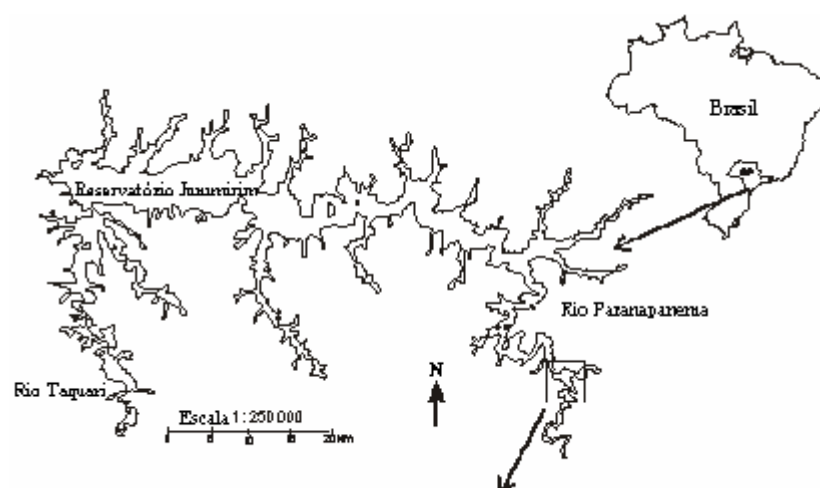


Figura 2 - Região de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim. Em destaque estão os locais de amostragem.

4.1.2 Ambientes lânticos na região noroeste paulista

Estes ambientes aquáticos são constituídos principalmente por represas ou açudes, formados pelo represamento de pequenos riachos dentro de propriedades rurais. As suas localizações encontram-se relacionadas na **Tabela 1** e destacadas nas **Figuras 3 e 4**. São, em sua maioria, ambientes rasos (média = 2,5 m) e que apresentam em seu entorno fragmentos de mata ou culturas típicas da região, tais como canaviais, laranjal e pasto para bovinos.

Os riachos que alimentam tais açudes são pequenos, de primeira ou segunda ordem, pertencentes às bacias hidrográficas Turvo-Grande, São José dos Dourados, Baixo Tietê e Tietê Batalha (**Figura 5**). Uma enumeração das bacias hidrográficas onde estão localizados os ambientes estudados é apresentada na **Tabela 2**. Uma ilustração dos usos dos solos predominantes das Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo é mostrada na **Figura 6**, onde estão inseridos os ambientes aquáticos descritos.

O regime hidrológico destes ambientes lânticos é influenciado pelo regime fluvial dos pequenos riachos bem como à precipitação local, tornando os reservatórios sujeitos a períodos de cheia, quando há elevados valores pluviométricos – de outubro a abril – e a períodos de seca, com diminuições nos níveis da água, durante a estação seca – de maio a setembro.

A vegetação da região noroeste do estado de São Paulo é caracterizada como floresta estacional semidecidual e savana, restringe-se hoje a 9% de sua área original, tendo sido substituída por pastagens, culturas diversas ou áreas urbanas.

O clima na região noroeste do Estado de São Paulo foi determinado como tropical quente e úmido (Necchi & Pascoalato, 1993) e é caracterizado por uma estação seca durante o inverno (maio a outubro) e estação chuvosa durante o verão (dezembro a abril). As temperaturas médias anuais são sempre maiores que 25°C, com as médias dos meses mais frios em torno de 20°C e as dos meses mais quentes ao redor de 30°C. A pluviosidade mensal média pode alcançar de 1mm, nos meses mais secos (de maio a setembro), a aproximadamente 700mm, nos meses entre dezembro a abril (período chuvoso), (**Anexos 3 a 6**). A precipitação tem uma variação bastante heterogênea e que sofre influências de fenômenos climatológicos, como El Nino e La niña.

Tabela 1 - Relação dos fragmentos selecionados para a região noroeste do estado de São Paulo, onde estão inseridos os ambientes aquáticos estudados. Em G9* (Matão), dois açudes abordados foram intitulados: G9.2 (Matão Açude 2) e G9.3 (Matão Açude 3), totalizando 10 reservatórios.

Código	Município	Latitude	Longitude
G1	Novo Horizonte (Faz. Serrinha)	21°31'33"S	49°18'08"W
G3	Planalto (Faz. Taperão)	21°00'09.15"S	49°58'43.26"W
G4	União Paulista (Faz. Boa Vista)	20°55'26.2"S	49°55'56"W
G5	Magda (CFM Agropecuária Ltda.)	20°28'41"S	50°17'59"W
G6	Onda Verde (Faz. Fischer)	20°32'58"S	49°14'59"W
G9*	Matão (Faz. Cambuhy)	21°37'23"S	48°32'23"W
P1	Vicentinópolis (Faz. Canadá)	20°55'24.05"S	50°20'38.18"W
P2	Macaubal (Faz. Pauã)	20°44'34.11"S	49°55'42.27"W
P9	Pindorama (Estação Experimental)	21°13'20"S	48°55'07"W

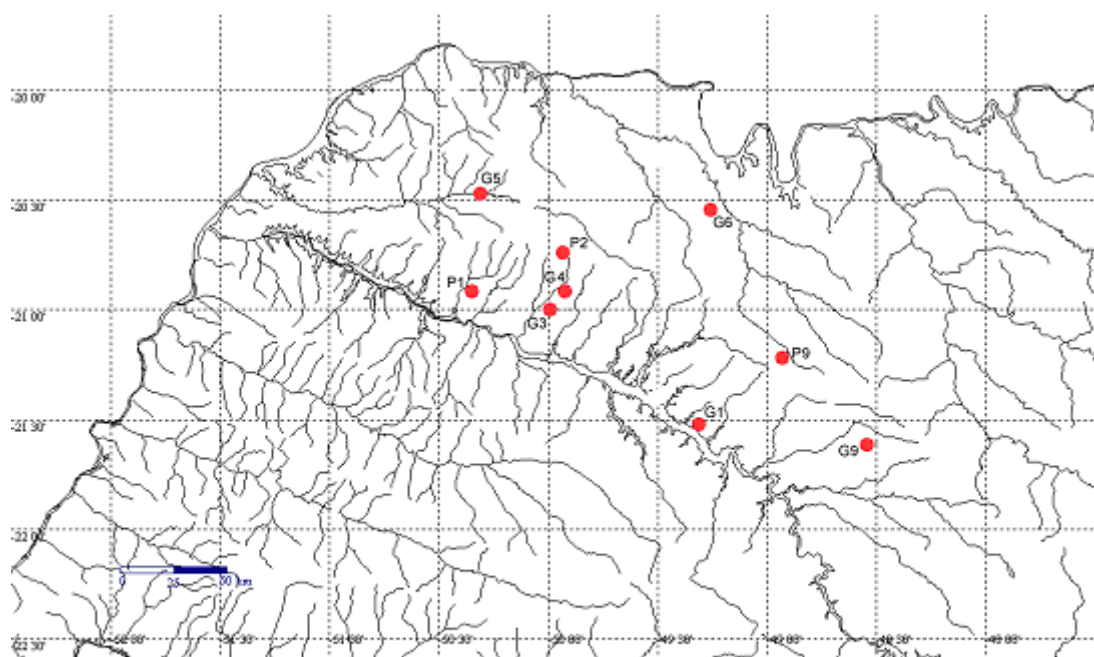


Figura 3 - Localização dos 9 fragmentos florestais do noroeste paulista, onde estão situados os ambientes aquáticos estudados.

Mapa do Estado de São Paulo dividido em 64 regiões administrativas. As regiões são coloridas e rotuladas da seguinte forma:

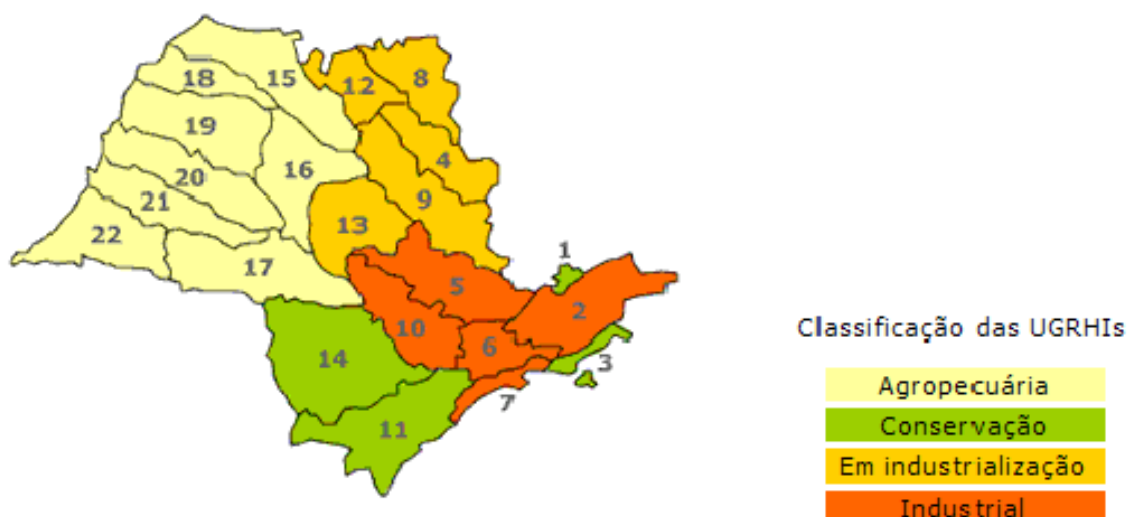
- Turvo Grande
- São José dos Dourados
- Baixo Tietê
- Aguaí
- Paísa
- Pontal do Paranapanema
- Médio Paranapanema
- Alto Paranapanema
- Ribeira do Iguaçu
- Baixada Santista
- Alto Tietê
- Tietê / Sorocaba
- Piracicaba / Capivari / Jundiaí
- Tietê / Jacaré
- Mogi-Guaçu
- Pardo
- Baixo Pardo Grande
- Sapucaia Grande
- Tietê / Batalha
- Mantiqueira
- Paraíba do Sul
- Litoral Norte

Figura 5. Bacias Hidrográficas do Estado de São Paulo onde estão localizados os reservatórios de estudo: P9 (Pindorama), G6 (Onda Verde) estão inseridos na **Bacia do Turvo/Grande (UGRHI 15)**; G1 (Novo Horizonte) e G9 (Matão) estão inseridos na **Bacia do Tietê/Batalha (UGRHI 16)**; G5 (Magda) está inserido na **Bacia São José dos Dourados (UGRHI 18)** e P1 (Vicentinópolis), P2 (Macaubal), G3 (Planalto) e G4 (União Paulista) estão inseridos na **Bacia do Baixo Tietê (UGRHI 19)** e lagoas marginais: Lagoa do Mian, Lagoa Poço das Pedras e

Lagoa do Barbosa estão inseridas na **Bacia do Alto Paranapanema (UGRHI 14)**.

Tabela 2. Lista e Numeração da UGRHIs onde estão localizados os ambientes (açudes e lagoas) do presente estudo.

UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Redurso Hídrico/Tipo
15	Turvo / Grande
16	Tietê / Batalha
17	Médio Paranapanema
18	São José dos Dourados
19	Baixo Tietê
20	Aguapeí
21	Peixe
22	Pontal do Paranapanema
UGHRIs Agropecuárias (08)	
01	Mantiqueira
03	Litoral Norte
11	Ribeira de Iguape/Litoral Sul
14	Alto Paranapanema
UGHRIs Conservação (04)	
04	Pardo
8	Sapucai / Grande
09	Mogi-Guaçu
12	Baixo Pardo / Grande
13	Tietê / Jacaré
UGHRIs em Industrialização (05)	
02	Paraíba do Sul
05	Piracicaba, Capivari e Jundiaí
06	Alto Tietê
07	Baixada Santista
10	Sorocaba / Médio Tietê
UGHRIs Industriais (05)	



Fonte: www.cetesb.sp.gov.br

Figura 6. Classificação das 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs), do estado de São Paulo em relação ao uso dos solos .

4.2 Metodologia

As amostragens foram realizadas em dois períodos do ano, na estação seca e na estação chuvosa, tanto na zona pelágica quanto na litorânea (quando da presença de macrófitas, as coletas foram realizadas dentro do banco). Quando o açude ou lagoa possuía, em uma de suas bordas, mata e, na outra, cultura, foram realizadas amostragens nas zonas litorâneas dessas duas margens. Nos açudes P1 (Vicentinópolis), G1 (Novo Horizonte), G4 (União Paulista), G5 (Magda), as coletas foram realizadas na estação seca de 2007 e chuvosa de 2008. Nos açudes P2 (Macaubal), G3 (Planalto), G9.2 (Matão Açude 2) e G9.3 (Matão Açude 3), as coletas foram feitas na estação chuvosa e seca de 2008. Finalmente, nos Açudes P9 (Pindorama) e G6 (Onda Verde), as coletas foram realizadas na estação seca de 2008 e chuvosa de 2009.

Nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, as coletas foram feitas na estação chuvosa e seca de 2008.

Os ambientes aquáticos selecionados para o presente estudo são constituídos principalmente por pequenos reservatórios ou açudes, formados pelo represamento de riachos dentro de propriedades rurais. Em alguns casos, estes ambientes estão associados, pelo menos em uma de suas bordas, a fragmentos florestais e, em outros,

estão rodeados por culturas típicas da região, tais como canaviais, laranjais e pastagens para gado bovino.

As amostras dos rotíferos foram obtidas através de filtração de água em amostra integrada na coluna d'água, com uma rede de plâncton de 45 µm de abertura de malha ou, no caso das lagoas marginais e os Açudes P9 (Pindorama), G6 (Onda Verde) e G9.2 e G9.3 (Matão Açudes 2 e 3, respectivamente) com o bombeamento da água, utilizando-se uma bomba de sucção, atingindo um volume de 300L de água filtrada. Os organismos foram anestesiados com água carbonatada e fixados com formol a 4% e acondicionadas em frascos devidamente etiquetados.

Além das amostragens de rotíferos, foram também avaliados, nos mesmos locais de coletas os parâmetros abióticos, tais como: profundidade, temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, utilizando-se o aparelho para medição de qualidade de água Horiba U-10. A transparência da água (m) foi obtida utilizando-se um disco de Secchi (disco branco com 0,3m de diâmetro), mergulhando-se o disco na água e medindo a profundidade de seu desaparecimento visual.

Para a determinação da concentração de nitrogênio e fósforo totais, amostras de água coletadas foram armazenadas em frascos plásticos e congeladas para posterior análise de nitrogênio pelo método de Mackereth et al. (1978) e, de fósforo pelo método de Strickland & Parsons (1960); e para a determinação da quantidade de clorofila *a* na água (µg/l) utilizou-se o método descrito por Golterman et al. (1978).

4.2.1 Análise qualitativa e quantitativa dos rotíferos

Os organismos foram quantificados (ind/m³) por contagem de sub-amostras na câmara de Sedgwick-Rafter. Um mínimo de 150 indivíduos para cada amostra foi contado. A identificação foi realizada até o nível de espécie, e quando isso não foi possível, até ao nível de gênero, com a utilização de microscópio CARL ZEISS Standard 25 e bibliografia específica: Koste (1978 a e b); Pontin (1978); Segers (1995); De Smet & Pourriot (1997); Koste & Jose de Paggi (1982); Lucinda et al. (2004); Nogrady, Pourriot & Segers (1997); Nogrady & Segers (2002) e Segers (1995).

4.3 Tratamento dos dados

A análise estatística envolveu:

1. Análise Exploratória dos Dados;
2. Índice de Constância descrito em Dajoz (1973), de acordo com o índice podem-se estabelecer três graus de constância, sendo considerados os táxons como constantes (de 51 a 100% de frequência), acessórios (26 a 50% de frequência) e acidentais (de 1 a 25% de frequência);
3. Para cada grupo, a diversidade alfa de espécies foi medida através dos índices de Shannon-Wiener ($H' = - \sum p_i \cdot \log p_i$, onde p é a frequência relativa da espécie i) e de Simpson ($D = \sum p_i^2$). A equitabilidade ou uniformidade (e) da distribuição das espécies também foi calculada ($e = H'/H_{\max}$, onde $H_{\max}$ é a diversidade teórica máxima). Para avaliar a abundância relativa das principais famílias, foram consideradas somente aquelas que atingiram no mínimo 10% da abundância total em algum dos locais de amostragem, separadamente entre zonas pelágicas e litorâneas e estações do ano. As famílias com abundâncias relativas menores que 10% foram agrupadas em um conjunto designado como “**Outros**”.
4. Análise de ordenação: ACC ou CCA (Análise de Correspondência Canônica), com teste de permutação de Monte Carlo, feito com espécies tendo abundâncias relativas maiores de 10%, totalizando 20 espécies de rotíferos nos 13 locais de amostragem e nas estações seca e chuvosa, através do Programa PC-ORD, Versão 3.11.
5. Análises de Agrupamentos a fim de analisar a similaridade entre os ambientes amostrados (lagoas e açudes) e estações do ano: as análises realizadas foram ANOSIM (Análise de Similaridade), Cluster (Análise Hierárquica de Cluster) e SIMPER (Porcentagem da Similaridade de acordo com a contribuição das espécies), através do Programa PRIMER 6 - Versão 6.1.6.
6. Análise de Variância para comparação dos atributos populacionais entre as lagoas e os Açudes;

Foram adotadas as seguintes abreviaturas na apresentação dos resultados:

Estações de Amostragem: Açudes (Ver **Tabela 1**).

Regiões de Amostragem: Zona pelágica: P e **Zonas Litorâneas:** LM, Litoral Mata; LP, Litoral Pasto; LC, Litoral Cana e LL, Litoral Laranja.

Estações do Ano: S, Seca e C, Chuvosa.

5. Resultados

- 1º Objetivo: *Determinar as características físicas, químicas e biológicas da água nas estações chuvosa e seca de açudes e lagoas marginais;*

A Profundidade teve uma leve variação entre as estações seca e chuvosa dos Açudes, com maiores valores na zona pelágica da estação chuvosa (1,80m a 5,10m). Nas lagoas marginais, a Profundidade variou entre 0,81m e 3,19m na estação chuvosa e na estação seca de 1,52m a 3,50m, com maiores valores na zona pelágica da estação seca, com exceção da Lagoa do Barbosa (**Ver Tabela 3.**).

A variável Transparência foi de 0,45m (até o fundo) a 3,55m na estação chuvosa. O Açude P1 e o G3 apresentaram transparência até o fundo, na estação chuvosa e seca, respectivamente. Na estação seca, a transparência nos Açudes, variou de 0,24m a 2,70m, ambos na zona pelágica. De modo geral, a estação chuvosa apresentou valores mais altos de transparência em relação à estação seca. As Lagoas Marginais apresentaram maiores valores de transparência na estação seca (**Tabela 3.**).

A profundidade e transparência obtidas nos Açudes, não apresentaram variações expressivas entre as estações do ano, sendo que a estação chuvosa, de modo geral, apresentou maiores valores de profundidade e transparência, além disso, na zona litorânea obteve menores profundidades e transparência até o fundo da coluna d'água.

A Temperatura mostrou uma variação dos seus valores médios, o mínimo foi 24,53°C nos Açudes P2 e G9.3, ambos na zona pelágica, ao valor máximo de 28°C na zona litorânea do Açude G4, na estação chuvosa. Na estação seca, a temperatura da água dos Açudes variou de 19°C a 29,6°C.

Nas lagoas marginais, a temperatura da água na estação chuvosa apresentou valores médios de 23,69°C a 28,03°C e na estação seca de 18,39°C a 20,87°C, nas Lagoas do Mian e Poço das Pedras, respectivamente nas duas estações do ano (**Tabela 3.**).

Tabela 3. Valores médios (com exceção da profundidade e transparência) das variáveis limnológicas físicas que foram medidas nos Açudes do noroeste paulista e nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, nas zonas litorâneas e pelágicas das estações seca e chuvosa. * Fundo.

Profundidade (m)				Transparência (m)				Temperatura da água (°C)			
Açudes	Zonas	Chuvosa	Seca	Açudes	Zonas	Chuvosa	Seca	Açudes	Zonas	Chuvosa	Seca
P1	P	2,20	1,80	P1	P	2,2*	1,8*	P1	P	24,80	23,50
P1	LM	1,90	0,50	P1	LM	1,9*	0,5*	P1	LM	25,30	25,50
P1	LP	1,38	0,85	P1	LP	1,38*	0,85*	P1	LP	24,90	24,60
P2	P	2,40	2,09	P2	P	0,60	0,53	P2	P	24,53	23,33
P2	LM	0,60	0,82	P2	LM	0,55	0,49	P2	LM	26,70	25,18
P9	P	3,89	3,43	P9	P	0,65	1,32	P9	P	25,93	22,91
P9	LM	0,46	0,61	P9	LM	0,46*	0,61*	P9	LM	25,73	22,90
G1	P	1,80	2,10	G1	P	0,78	2,00	G1	P	25,07	22,42
G1	LM	0,90	0,80	G1	LM	0,85	0,30	G1	LM	25,00	23,40
G3	P	4,20	2,90	G3	P	3,55	2,51	G3	P	25,75	22,70
G3	LM	2,53	2,23	G3	LM	2,36	1,53	G3	LM	25,90	23,53
G3	LP	2,10	2,20	G3	LP	2,1*	2,2*	G3	LP	25,80	23,10
G4	P	5,10	4,87	G4	P	2,60	2,70	G4	P	26,10	19,00
G4	LC	1,10	2,10	G4	LC	1,1*	1,80	G4	LC	28,00	20,00
G5	P	1,90	1,30	G5	P	1,40	0,90	G5	P	25,60	25,10
G5	LM	0,90	0,24	G5	LM	0,50	0,24*	G5	LM	27,10	29,60
G5	LC	0,80	0,30	G5	LC	0,65	0,3*	G5	LC	26,80	25,90
G6	P	3,58	3,70	G6	P	0,82	2,20	G6	P	25,50	22,32
G6	LM	1,07	0,78	G6	LM	1,07*	0,78*	G6	LM	25,63	22,27
G9.2	P	3,20	2,21	G9.2	P	0,75	0,62	G9.2	P	25,17	21,53
G9.2	LM	1,20	1,18	G9.2	LM	0,90	0,61	G9.2	LM	26,80	22,1
G9.3	P	3,50	2,41	G9.3	P	1,15	0,88	G9.3	P	24,53	21,50
G9.3	LL	0,45	0,66	G9.3	LL	0,45*	0,66*	G9.3	LL	26,60	22,3

Lagoas Marginais			Lagoas Marginais			Lagoas Marginais			Lagoas Marginais		
Zonas	Chuvosa	Seca	Zonas	Chuvosa	Seca	Zonas	Chuvosa	Seca	Zonas	Chuvosa	Seca
Mian	3,19	3,33	P	0,93	1,47	Mian	0,93	1,47	P	23,69	18,39
Mian	1,24	2,23	LM	0,83	1,79	Mian	0,83	1,79	LM	25,97	19,83
Mian	0,81	1,52	LP	0,75	1,36	Mian	0,75	1,36	LP	26,37	18,63
Poço das Pedras	2,51	2,70	P	0,82	1,26	Poço das Pedras	0,82	1,26	P	26,14	19,39
Poço das Pedras	1,95	2,26	LM	0,73	1,46	Poço das Pedras	0,73	1,46	LM	28,03	20,87
Barbosa	3,13	3,17	P	0,90	1,95	Barbosa	0,90	1,95	P	23,96	18,82
Barbosa	1,92	2,16	LM	0,64	1,09	Barbosa	0,64	1,09	LM	24,27	19,00

A variável limnológica pH da água nos Açudes variou na estação chuvosa de 5,02 a 8,35, ambos na zona pelágica. Considerando o pH da zona pelágica, esta estação apresentou menores valores de pH quanto à estação seca, com exceção dos Açudes G4 e G6. No geral, na estação chuvosa, a zona litorânea apresentou maiores valores de pH em relação à zona pelágica, com exceção do Açude G6. Na estação seca, o pH variou de 5,75 no Açude G1 a 7,50 no Açude P9. Comparando as zonas litorâneas e pelágicas não houve um padrão de variação dos valores (**Tabela 4.**).

Nas lagoas marginais, o pH variou entre 5,67 a 6,27, na Lagoa do Barbosa e 6,27 na Lagoa Poço das Pedras, coletados na estação chuvosa. Na estação seca, o pH da água nas lagoas marginais apresentou o maior valor de 6,27, na zona litorânea da Lagoa do Mian. O pH nos açudes apresentou-se um pouco mais elevado que as Lagoas Marginais (**Tabela 4.**).

A condutividade elétrica talvez seja a variável que apresentou a maior amplitude de variação entre os locais de amostragem e as estações do ano. Nos Açudes, o menor valor médio, tanto na estação chuvosa quanto seca, foi no G1 e o maior foi no G9.3. Nas lagoas marginais, a Condutividade não apresentou grandes variações dentro dos períodos amostrados e na estação seca teve-se maiores valores comparados a estação chuvosa (**Tabela 4.**).

O oxigênio dissolvido corresponde a uma outra variável química que obteve valores médios entre 1,15 e 7,70mg.L⁻¹ nos Açudes, na estação chuvosa. Na estação seca o valor médio mínimo foi de 3,36 e o máximo de 8,46mg.L⁻¹. O oxigênio dissolvido apresentou maiores valores na zona litorânea em relação a pelágica, com exceção dos Açude P1, G1 e G5 (**Tabela 4.**).

Nas lagoas marginais, o oxigênio dissolvido na água apresentou uma grande variação entre 0,84 a 6,01mg.L⁻¹, nas zonas litorâneas das Lagoas do Barbosa e Poço das Pedras. Na estação seca, a variação foi em torno de 2,52 a 4,78mg.L⁻¹, sendo valores ocorridos nas zonas litorâneas das Lagoas (**Ver Tabela 4.**).

Tabela 4. Valores médios das variáveis limnológicas químicas da água nos Açúdes do noroeste paulista e nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, nas zonas litorâneas e pelágicas nas estações seca e chuvosa.

pH				Condutividade (µS.cm ⁻¹)				Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)			
Açúdes	Zonas	Chuvosa	Seca	Açúdes	Zonas	Chuvosa	Seca	Açúdes	Zonas	Chuvosa	Seca
P1	P	5,02	6,25	P1	P	17,33	12,00	P1	P	4,80	5,80
P1	LM	5,80	6,15	P1	LM	17,00	9,00	P1	LM	5,80	6,50
P1	LP	6,04	6,02	P1	LP	17,00	10,00	P1	LP	6,00	3,84
P2	P	5,64	6,46	P2	P	27,00	13,66	P2	P	5,47	6,63
P2	LM	6,50	6,59	P2	LM	26,00	10,04	P2	LM	6,80	8,46
P9	P	7,31	7,50	P9	P	52,67	49,11	P9	P	3,99	7,99
P9	LM	7,35	6,84	P9	LM	48,00	48,00	P9	LM	4,10	7,05
G1	P	5,48	5,75	G1	P	4,00	2,00	G1	P	5,65	6,08
G1	LM	6,30	5,83	G1	LM	4,00	2,00	G1	LM	4,30	6,10
G3	P	6,06	6,15	G3	P	13,44	29,10	G3	P	3,63	5,24
G3	LM	6,36	6,17	G3	LM	13,00	29,00	G3	LM	4,01	5,81
G3	LP	6,45	6,12	G3	LP	13,00	29,00	G3	LP	4,10	5,30
G4	P	6,23	6,20	G4	P	25,50	10,00	G4	P	3,57	6,84
G4	LC	6,90	6,40	G4	LC	23,00	10,00	G4	LC	6,40	7,10
G5	P	6,34	6,84	G5	P	100,67	42,66	G5	P	1,61	3,75
G5	LM	6,80	6,96	G5	LM	84,00	41,00	G5	LM	1,20	5,95
G5	LC	6,47	6,92	G5	LC	81,00	38,00	G5	LC	3,31	7,26
G6	P	8,35	6,65	G6	P	12,78	14,33	G6	P	3,41	6,34
G6	LM	7,54	6,63	G6	LM	15,33	14,00	G6	LM	4,93	6,36
G9.2	P	5,39	6,24	G9.2	P	48,00	13,66	G9.2	P	1,15	3,36
G9.2	LM	6,40	6,5	G9.2	LM	34,00	13,00	G9.2	LM	2,50	5,00
G9.3	P	6,58	6,70	G9.3	P	141,67	80,30	G9.3	P	3,81	6,94
G9.3	LL	7,00	6,45	G9.3	LL	137,00	81,00	G9.3	LL	7,70	7,18

Lagoas Marginais	Zonas	Chuvosa	Seca	Lagoas Marginais	Zonas	Chuvosa	Seca	Lagoas Marginais	Zonas	Chuvosa	Seca
Mian	P	5,79	6,04	Mian	P	33,16	58,54	Mian	P	3,22	4,47
Mian	LM	5,80	5,97	Mian	LM	33,29	58,67	Mian	LM	4,34	4,60
Mian	LP	5,77	6,27	Mian	LP	34,77	60,13	Mian	LP	3,23	4,78
Poço das Pedras	P	6,18	5,63	Poço das Pedras	P	46,90	76,76	Poço das Pedras	P	3,96	4,00
Poço das Pedras	LM	6,27	5,60	Poço das Pedras	LM	31,82	77,37	Poço das Pedras	LM	6,01	4,44
Barbosa	P	5,77	6,11	Barbosa	P	46,11	58,16	Barbosa	P	2,18	3,40
Barbosa	LM	5,67	4,65	Barbosa	LM	47,59	59,28	Barbosa	LM	0,84	2,52

Com relação aos nutrientes totais ocorreu uma variação ampla de fósforo total na água dos Açudes. Na estação seca, foi registrada uma variação em torno de $38,56\mu\text{g.L}^{-1}$ a $255,22\mu\text{g.L}^{-1}$ e na estação chuvosa a variação foi mais expressiva, de $0,06\mu\text{g.L}^{-1}$, obtidos na zona litorânea de dois açudes (P1 e G3) a $55,9\mu\text{g.L}^{-1}$ (zona pelágica do P9).

Quanto ao nitrogênio, o menor ($70,50\mu\text{g.L}^{-1}$) e maior valor ($4273,33\mu\text{g.L}^{-1}$) foram verificados na zona pelágica dos Açudes.

Nas lagoas marginais, menor amplitude de valores de fósforo foi observada em sua zona litorânea, na estação chuvosa. Na estação seca, os valores médios foram de $52,21$ a $93,25\mu\text{g.L}^{-1}$, ambos na zona pelágica (**Ver Tabela 5.**).

O nitrogênio total apresentou valores mínimos na zona litorânea, nas duas estações amostradas. Os valores máximos, tanto na estação chuvosa quanto na estação seca foram registrados na Lagoa do Barbosa. O valor mínimo na estação seca foi observado na Lagoa do Mian e na chuvosa, na Lagoa Poço das Pedras, ambos obtidos na zona litorânea (**Tabela 5.**).

Tabela 5. Valores médios dos nutrientes totais na água dos Açudes do noroeste paulista e nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, nas zonas litorâneas e pelágicas das estações seca e chuvosa.

Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)				Nitrogênio Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)			
Açudes	Zonas	Chuvosa	Seca	Açudes	Zonas	Chuvosa	Seca
P1	P	0,41	-	P1	P	185,00	-
P1	LM	0,06	-	P1	LM	160,63	-
P1	LP	0,06	-	P1	LP	191,25	-
P2	P	0,09	255,22	P2	P	363,75	336,25
P2	LM	0,45	79,67	P2	LM	324,38	323,13
P9	P	55,94	124,85	P9	P	346,89	546,67
P9	LM	40,94	127,26	P9	LM	256,06	544,17
G1	P	-	-	G1	P	-	-
G1	LM	-	-	G1	LM	-	-
G3	P	0,37	38,56	G3	P	198,75	222,50
G3	LM	0,06	39,11	G3	LM	200,63	220,63
G3	LP	0,07	56,33	G3	LP	203,75	219,38
G4	P	0,07	-	G4	P	171,25	-
G4	LC	0,07	-	G4	LC	208,13	-
G5	P	-	-	G5	P	-	-
G5	LM	-	-	G5	LM	-	-
G5	LC	-	-	G5	LC	-	-
G6	P	17,89	75,78	G6	P	70,50	194,58
G6	LM	19,35	50,41	G6	LM	78,56	198,75

G9.2	P	29,63	50,22	G9.2	P	344,33	501,88
G9.2	LM	30,46	50,22	G9.2	LM	598,83	400,63
G9.3	P	24,21	38,56	G9.3	P	4273,33	622,63
G9.3	LL	39,42	39,11	G9.3	LL	2456,67	511,38
Lagoas Marginais	Zonas	Chuvosa	Seca	Lagoas Marginais	Zonas	Chuvosa	Seca
Mian	P	19,36	93,65	Mian	P	215,24	239,41
Mian	LM	17,32	72,51	Mian	LM	166,00	237,21
Mian	LP	18,49	77,85	Mian	LP	158,50	248,72
Poço das Pedras	P	25,53	83,88	Poço das Pedras	P	208,08	259,38
Poço das Pedras	LM	25,49	81,83	Poço das Pedras	LM	199,54	236,79
Barbosa	P	20,58	52,21	Barbosa	P	203,71	295,68
Barbosa	LM	29,38	59,39	Barbosa	LM	234,75	424,13

Em relação ao material em suspensão foram obtidos no Açude G6 os menores valores e os maiores no Açude P9, na zona pelágica e litorânea, nas duas estações (**Tabela 6.**).

Na estação chuvosa das lagoas marginais, o menor valor médio foi observado no litoral e o maior valor na região pelágica. Na estação seca, a Lagoa do Barbosa registrou o menor valor ($3,12 \text{ mg.L}^{-1}$) e o maior valor ($7,69 \text{ mg.L}^{-1}$), (**Tabela 6.**).

A clorofila *a* obteve menor valor na Lagoa do Mian (zona pelágica) e maior na Lagoa do Barbosa (zona litorânea), na estação chuvosa, já na estação seca a zona litorânea apresentou nas Lagoas Poço das Pedras e Mian, o menor e maior valor, respectivamente (**Tabela 6.**).

Na estação chuvosa das lagoas marginais, a clorofila *a* mostrou valores médios entre $1,01$ e $7,42 \mu\text{g.L}^{-1}$. Na estação seca, os valores foram de $1,12 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $4,33 \mu\text{g.L}^{-1}$, ambos na zona litorânea (**Tabela 6.**).

Tabela 6. Valores médios das variáveis limnológicas químicas e biológicas na água dos Açudes do noroeste paulista e nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, nas zonas litorâneas e pelágicas das estações seca e chuvosa.

Material em Suspensão (mg.L^{-1})				Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)			
Açudes	Zonas	Chuvosa	Seca	Açudes	Zonas	Chuvosa	Seca
P1	P	-	-	P1	P	-	-
P1	LM	-	-	P1	LM	-	-
P1	LP	-	-	P1	LP	-	-
P2	P	-	-	P2	P	-	-
P2	LM	-	-	P2	LM	-	-
P9	P	11,17	3,53	P9	P	12,92	3,25
P9	LM	10,73	5,71	P9	LM	6,74	2,57

G1	P	-	-	G1	P	-	-
G1	LM	-	-	G1	LM	-	-
G3	P	-	-	G3	P	-	-
G3	LM	-	-	G3	LM	-	-
G3	LP	-	-	G3	LP	-	-
G4	P	-	-	G4	P	-	-
G4	LC	-	-	G4	LC	-	-
G5	P	-	-	G5	P	-	-
G5	LM	-	-	G5	LM	-	-
G5	LC	-	-	G5	LC	-	-
G6	P	5,00	3,46	G6	P	0,79	2,50
G6	LM	4,47	1,85	G6	LM	3,15	1,68
G9.2	P	-	-	G9.2	P	-	-
G9.2	LM	-	-	G9.2	LM	-	-
G9.3	P	-	-	G9.3	P	-	-
G9.3	LL	-	-	G9.3	LL	-	-
Lagoas Marginais	Zonas	Chuvosa	Seca	Lagoas Marginais	Zonas	Chuvosa	Seca
Mian	P	8,58	4,11	Mian	P	1,01	3,00
Mian	LM	6,97	3,80	Mian	LM	1,76	3,60
Mian	LP	7,87	4,99	Mian	LP	4,61	4,33
Poço das Pedras	P	10,82	5,12	Poço das Pedras	P	4,41	4,27
Poço das Pedras	LM	7,29	4,92	Poço das Pedras	LM	4,19	1,12
Barbosa	P	11,90	3,12	Barbosa	P	4,04	1,72
Barbosa	LM	7,21	7,69	Barbosa	LM	7,42	2,57

- 2º Objetivo: *Determinar a composição, abundância, diversidade e riqueza de rotíferos, tanto na região pelágica quanto litorânea de três lagoas marginais ao rio Paranapanema e dos Açudes do noroeste paulista:*

1. Composição e Índice de Constância de Dajoz (região pelágica e litorânea):

Considerando as duas regiões que foram pré-estabelecidas para o estudo, região pelágica e litorânea, com a somatória de 13 ambientes (10 Açudes e 3 lagoas marginais) e em duas estações do ano, registrou-se 205 táxons do grupo Rotifera, sendo distribuídos em 3 ordens e 21 famílias, destacando alguns táxons com primeiro registro para a água doce no estado de São Paulo (**Tabela 7 e Anexo 2**).

De acordo com o valor índice de Constância descrito em Dajoz (1972), na região pelágica, foram registrados 7 táxons constantes, enquanto que na região litorânea podemos observar 10 táxons constantes. Dentre os táxons constantes registrados na região pelágica e litorânea, 6 táxons foram comuns às duas regiões. Para o período todo

[illegible]

Cephalodella forficula (Ehrenberg, 1830)
Cephalodella gibba (Ehrenberg, 1830)
Cephalodella hollowdayi Koste, 1986
Cephalodella intuta Myers, 1924
Cephalodella mira Myers, 1934
Cephalodella mucronata Myers, 1924
Cephalodella spp. Bory de St. Vincent, 1826
Cephaodella cf. *stenroosi* Wulfert, 1937
Cephalodella tenuiseta (Burn, 1890)
Cephalodella cf. *tinca* Wulfert, 1937
Cephalodella cf. *ventripes* (Dixon-Nuttall, 1901)
Monommata actices Myers, 1930
Monommata dentata Wulfert, 1940
Monommata grandis Tessin, 1890
Monommata maculata Harring & Myers, 1930
Monommata cf. *phoxa* Myers, 1930
Monommata sp. Bartsch, 1870
Notommata cf. *cerberus* (Gosse, 1886)
Notommata cf. *cyrtopus* Gosse, 1886
Notommata sp. Ehrenberg, 1830
Reticula cf. *melandocus* (Gosse, 1887)
Familia Proalidae Harring and Myers, 1924
Proales cf. *decipiens* (Ehrenberg, 1832)
Proales fallaciosa Wulfert, 1937
Proales spp. Gosse, 1886
Familia Scaridiidae Manfredi, 1927
Scaridium cf. *grandis* Segers, 1995
Scaridium longicaudum (Müller, 1786)
Scaridium sp. Ehrenberg, 1830
Familia Synchaetidae Hudson and Gosse, 1886
Ploesoma lenticulare Herrick, 1885
Polyarthra vulgaris Carlin, 1943
Synchaeta pectinata Ehrenberg, 1832
Synchaeta sp. Ehrenberg, 1832
Synchaeta stylata Wierzejski, 1893
Familia Trichocercidae Harring, 1913
Trichocerca bicristata (Gosse, 1887)
Trichocerca bidens (Lucks, 1912)
Trichocerca braziliensis (Murray, 1913)
Trichocerca capucina (Wierzejski & Zacharias, 1893)
Trichocerca cf. *cavia* (Gosse, 1886)
Trichocerca chattoni (de Beauchamp, 1907)
Trichocerca collaris (Rousselet, 1896)
Trichocerca cylindrica (Imhof, 1891)
Trichocerca elongata (Gosse, 1886)
Trichocerca iernis (Gosse, 1887)
Trichocerca insignis (Herrick, 1885)
Trichocerca insulana (Hauer, 1937)
Trichocerca longiseta (Schränk, 1802)
Trichocerca mus Hauer, 1938
Trichocerca myersi (Hauer, 1931)
Trichocerca cf. *parvula* Carlin

[illegible]

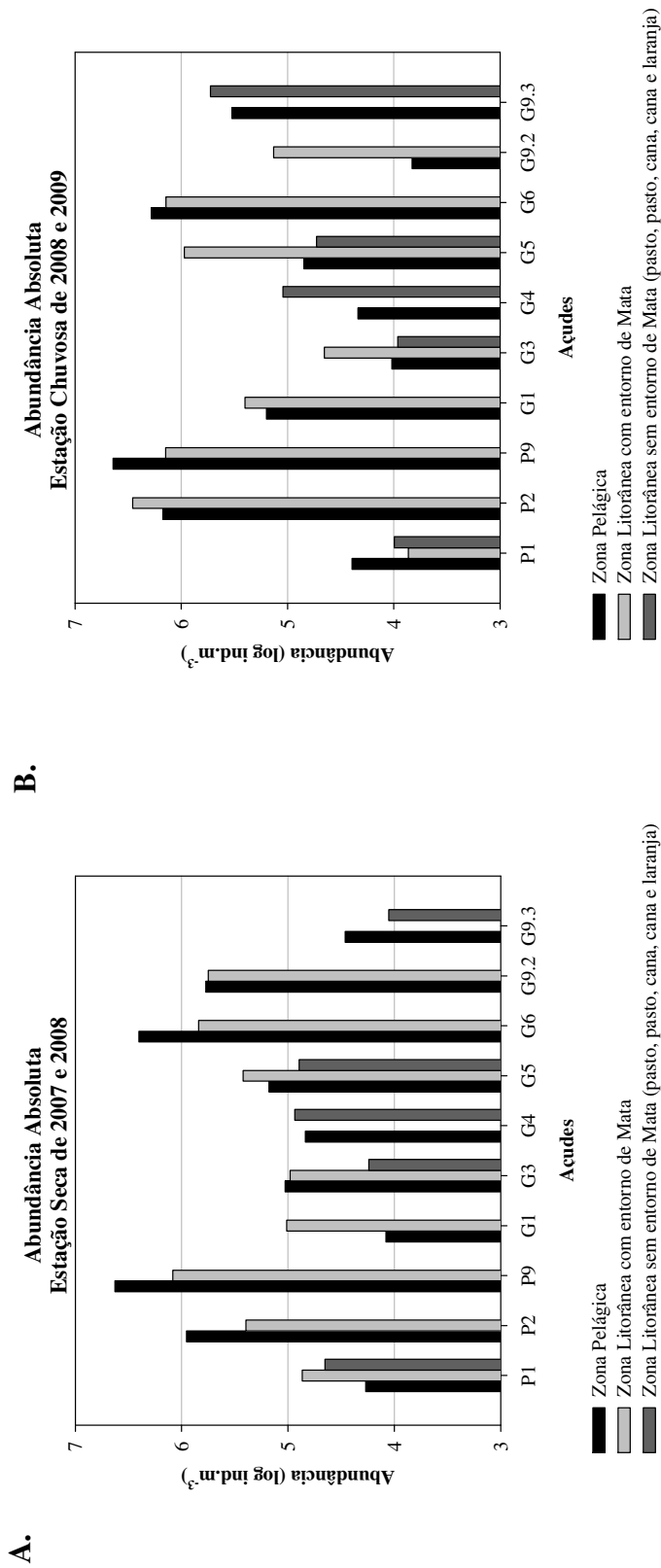


Figura 7. Abundância Total ou Absoluta (log ind.m⁻³) dos rotíferos nos Acúdes do noroeste paulista, nas regiões pelágica e litorânea com mata, pasto, cana ou laranja, da Estação Seca de 2007 e 2008 (A.) e Chuvosa de 2008 e 2009 (B.).

2.2. Abundância Absoluta das lagoas marginais.

Valores maiores de abundância absoluta de rotíferos foram verificados na estação seca de 2008 nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, com exceção da lagoa Poço das Pedras (**Figura 8. B.**).

A Lagoa do Mian mostrou o mesmo padrão de variação para as abundâncias na estação chuvosa e seca, com maiores valores na região pelágica e menor na região litorânea de mata. Nas Lagoas do Barbosa e Poço das Pedras, ocorreram padrões inversos de variação nas abundâncias na estação chuvosa da estação seca, na região pelágica (**Figura 8. A. e B.**).

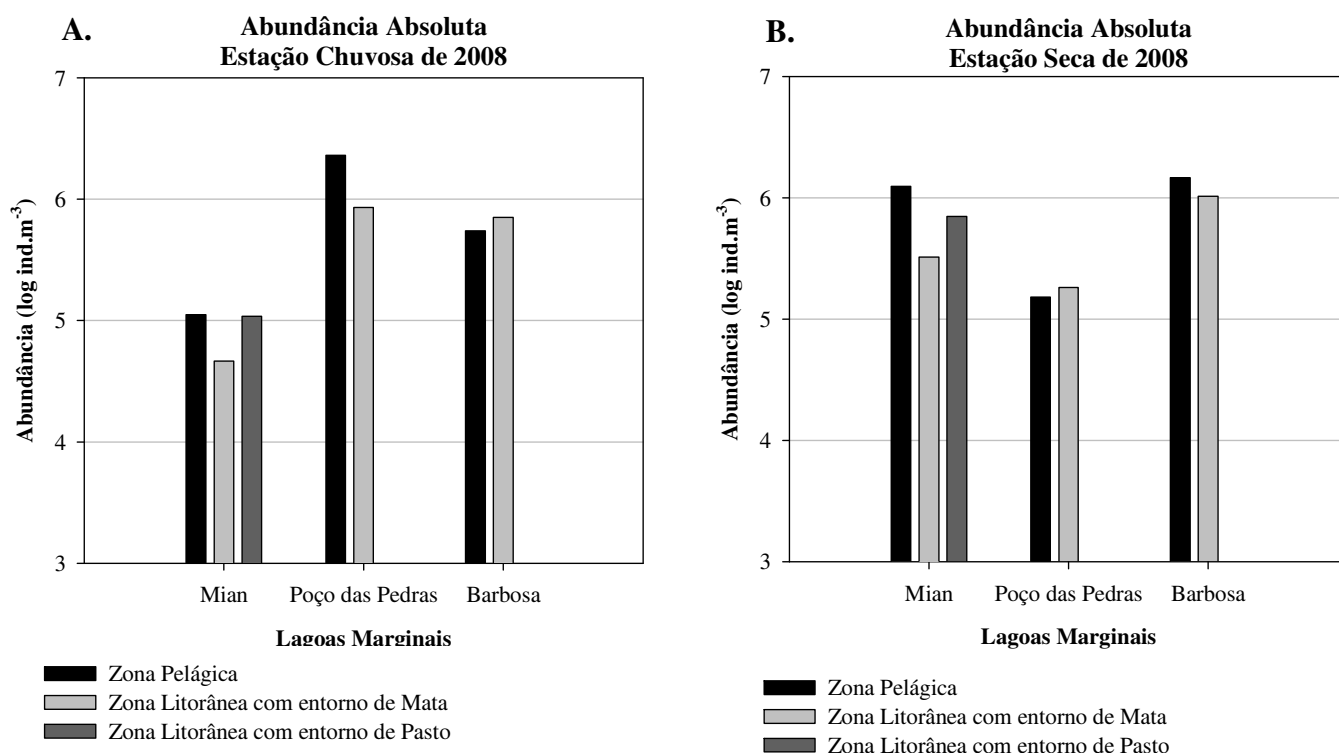


Figura 8. Abundância Total ou Absoluta ($\log \text{ind.m}^{-3}$) dos rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, nas regiões pelágica e litorânea de mata e pasto, da Estação Chuvosa (**A.**) e Seca (**B.**) de 2008.

2.3. Abundância Relativa das principais famílias de rotíferos dos Açudes do noroeste paulista.

A **Figura 9. A. e B.** mostram as variações nas abundâncias relativas dos rotíferos nos Açudes do noroeste paulista em sua zona pelágica e litorânea de mata, pasto, cana e laranja, na estação seca de 2007 e 2008. Ao todo 10 Famílias predominaram na zona pelágica dos Açudes na estação seca e 11 Famílias na região litorânea; a Família Lepadellidae foi bem representada apenas na zona litorânea.

As Famílias Brachionidae, Synchaetidae, Hexarthridae e Conochilidae foram as mais representativas na região pelágica da estação seca. Podemos destacar o Açude G5, como um dos Açudes com maior heterogeneidade de Famílias. Na estação seca, a heterogeneidade de Famílias foi maior na região litorânea. Em geral, as Famílias que mais predominaram foram Synchaetidae, Brachionidae, Trichocercidae, Lecanidae e Conochilidae. Podemos também destacar os Açudes P1 litoral pasto, P9 e G1 como os mais heterogêneos na representatividade das Famílias (**Figura 9. A. e B.**).

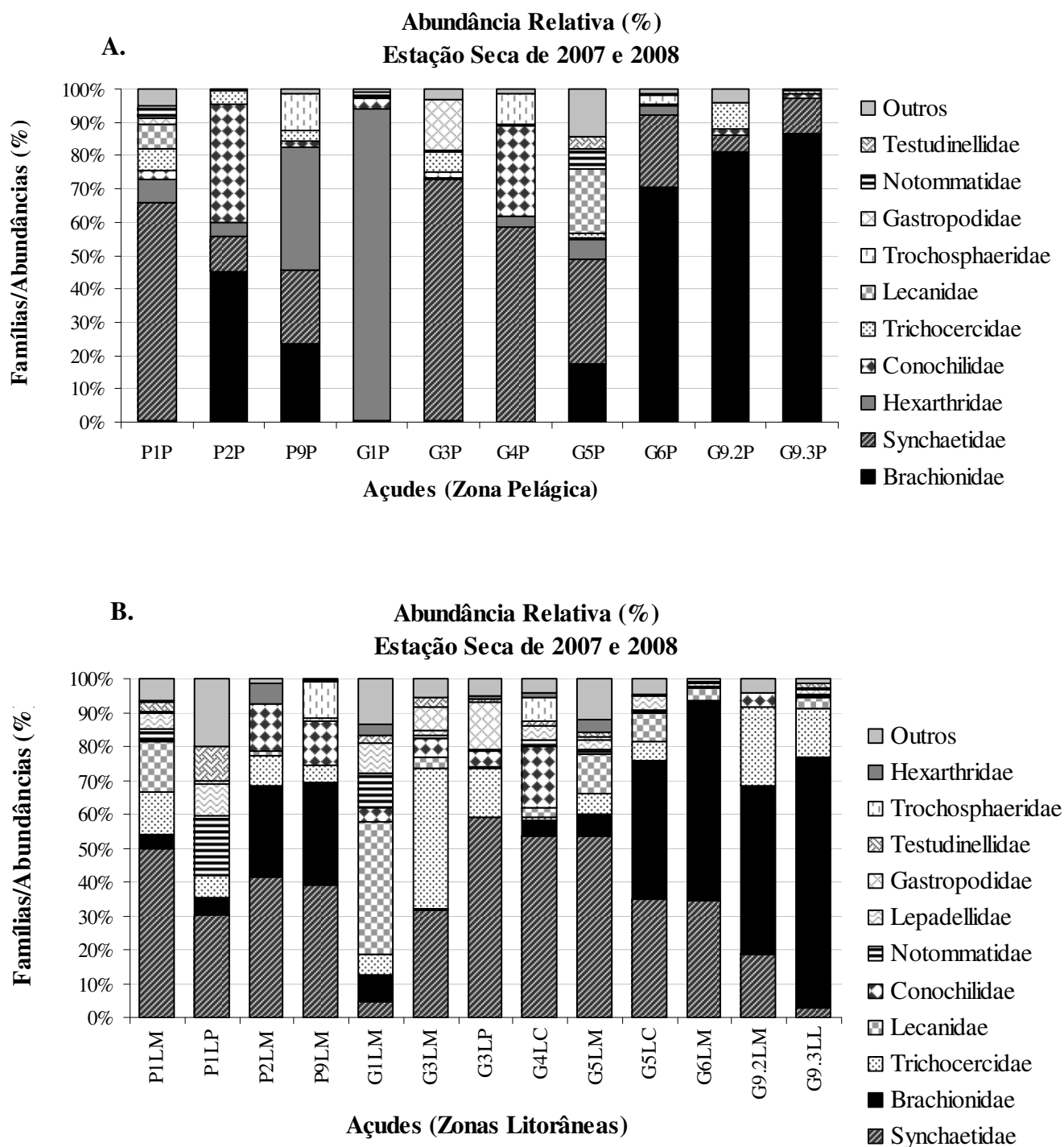


Figura 9. Abundância Relativa (%) dos rotíferos nos Açudes do noroeste paulista, na região pelágica (A.) e litorânea com mata, pasto, cana ou laranja (B.) da Estação Seca de 2007 e 2008.

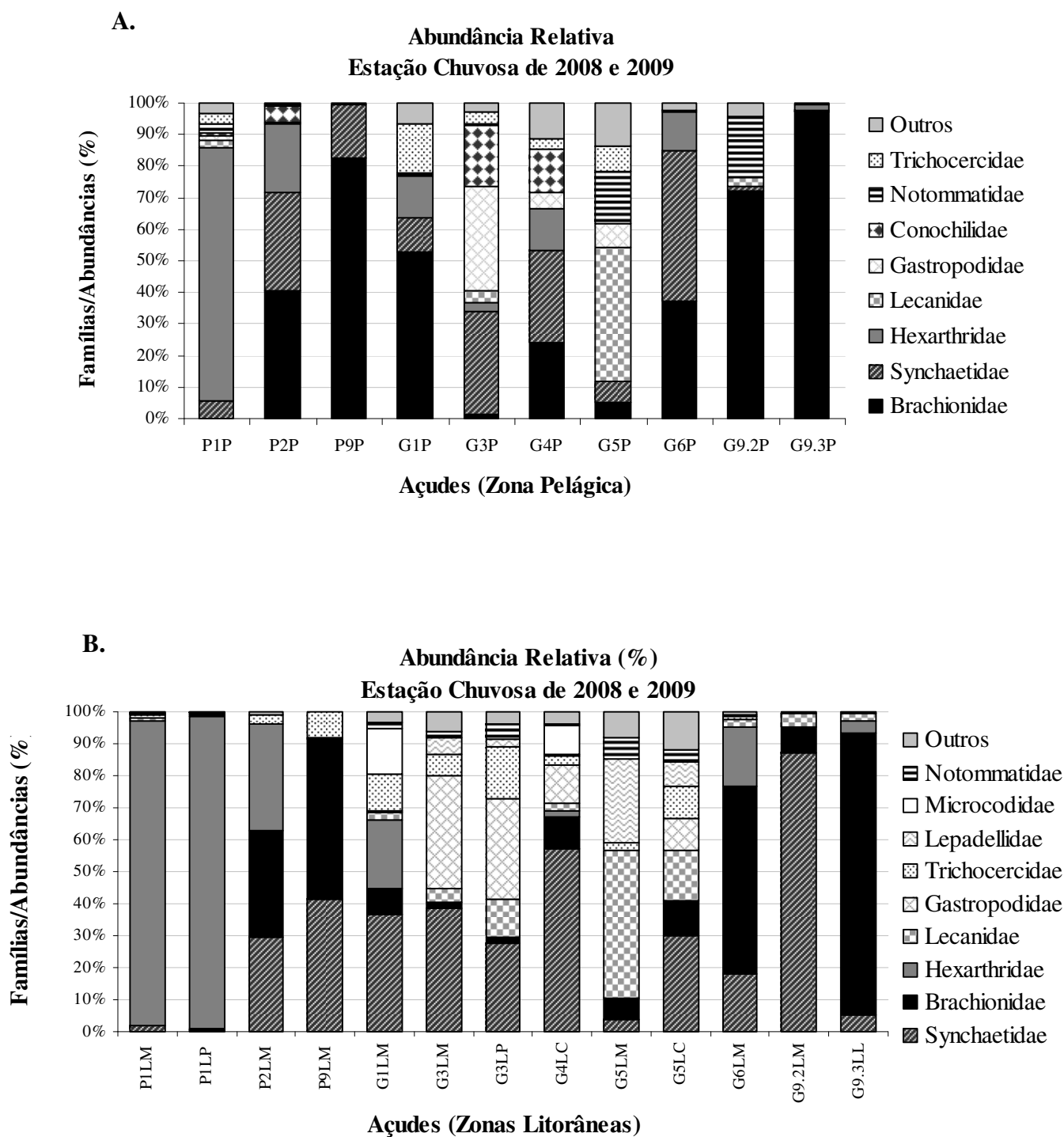


Figura 10. Abundância Relativa (%) dos rotíferos nos Açudes do noroeste paulista, nas regiões pelágica (A.) e litorânea com mata, pasto, cana ou laranja (B.) da Estação Chuvosa de 2008 e 2009.

Na estação chuvosa, houve uma diminuição do número de Famílias predominantes. Assim, as Famílias Testudinellidae e Trochosphaeridae não permaneceram como as principais representantes nesta estação. Apenas 8 famílias permaneceram como as principais da abundância nesta região. As regiões litorâneas dos

Açudes também tiveram uma diminuição em suas famílias mais significativas, e algumas famílias deixaram de ser as principais, como Conochilidae, Testudinellidae e Trochosphaeridae. Já a família Microcodidae com apenas um representante específico, *Microcodon clavus*, passou a ser uma das principais (**Figura 10. A. e B.**).

Em resumo, podemos concluir que a zona litorânea dos Açudes tem maior número de famílias representadas, e que na estação seca ocorreu maior heterogeneidade no número de famílias.

3.3. Abundância relativa das principais famílias de rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema.

No geral, as lagoas marginais tiveram uma gama menor de famílias que atingiram 10% da abundância relativa. Tanto na estação chuvosa quanto na estação seca, a mesma quantidade de famílias foram representadas, ou seja, 6 famílias foram fundamentais. Tanto na região pelágica como nas zonas litorâneas, foram registradas as mesmas famílias como representantes principais (**Figura 11 A. e B.**).

Na região pelágica, as famílias que prevaleceram foram Brachionidae, Synchaetidae, Conochilidae e Trochosphaeridae. Na Lagoa do Mian, a abundância relativa foi mais heterogênea e na Lagoa Poço das Pedras, mais de 90% da sua abundância foi restrita a apenas uma família (**Figura 11. A.**). Já na região litorânea, maior diversidade na abundância relativa de famílias foi observada na Lagoa Poço das Pedras, sendo o valor menor apenas em relação às abundâncias das regiões litorâneas da Lagoa do Mian. Maior predominância de um número menor de famílias na região litorânea em relação a sua pelágica foi observada na Lagoa do Barbosa (**Figura 11. B.**).

Na Lagoa Poço das Pedras, houve uma predominância alta da abundância relativa pela Família Gastropodidae (36%), sendo maior que a abundância relativa da Família Lecanidae nas zonas litorâneas de mata (13,95%) e pasto (6,6%) da Lagoa do Mian.

Na estação seca, as famílias Lecanidae e Trochosphaeridae não estavam entre as famílias principais, sendo substituídas pelas famílias Collotheceidae e Trichocercidae. Na mesma estação, a Lagoa do Mian foi a mais heterogênea em números de famílias. Na Lagoa Poço das Pedras foi constatada maior heterogeneidade na representatividade da abundância relativa, em especial na região pelágica.

As famílias que predominaram foram Brachionidae e Synchaetidae na região pelágica e, nas regiões litorâneas houve também uma contribuição significativa da Família Gastropodidae (Figura 12 A. e B.).

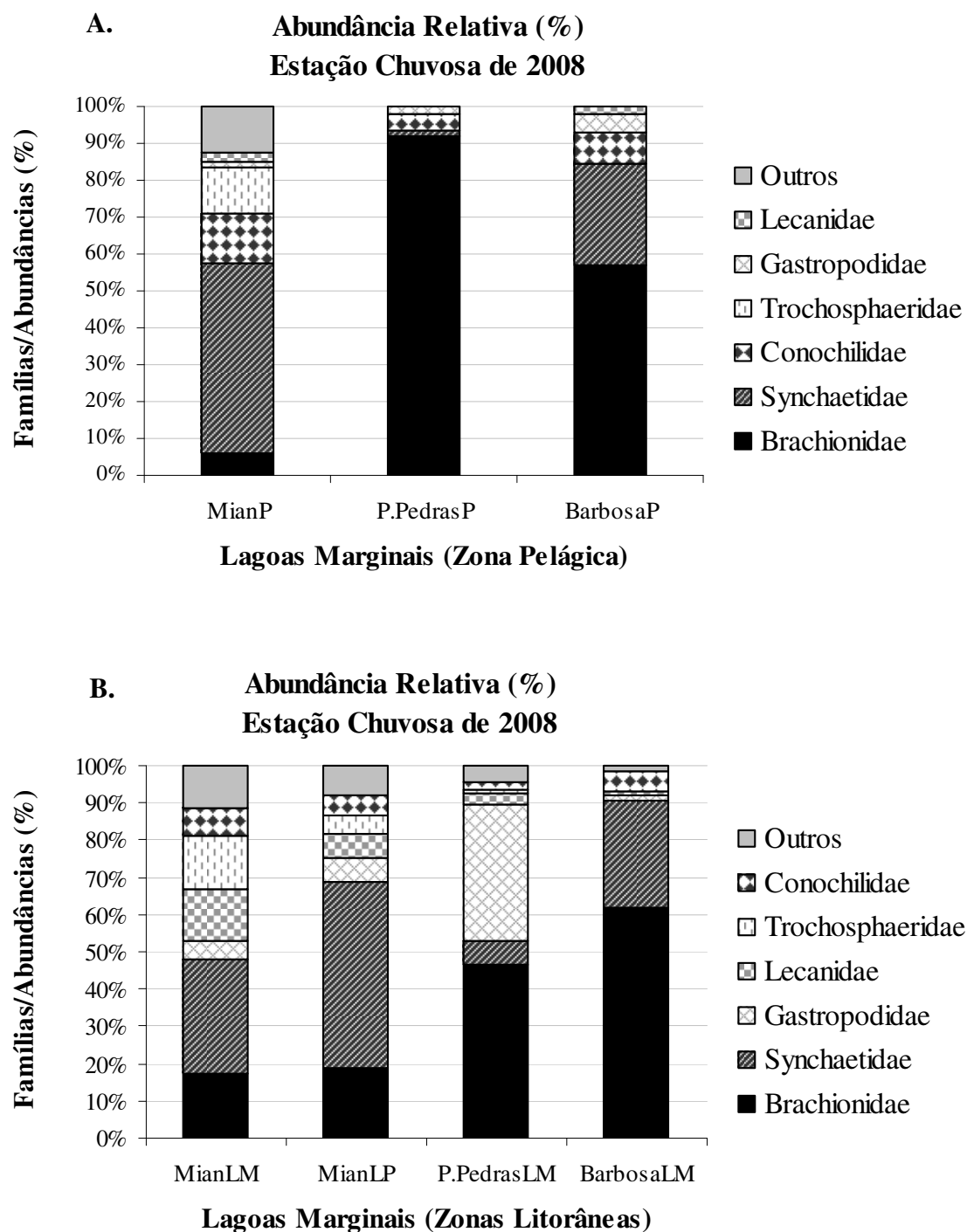


Figura 11. Abundância Relativa (%) dos rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, na região pelágica (A.) e litorânea de mata e pasto (B.) da Estação Chuvosa de 2008.

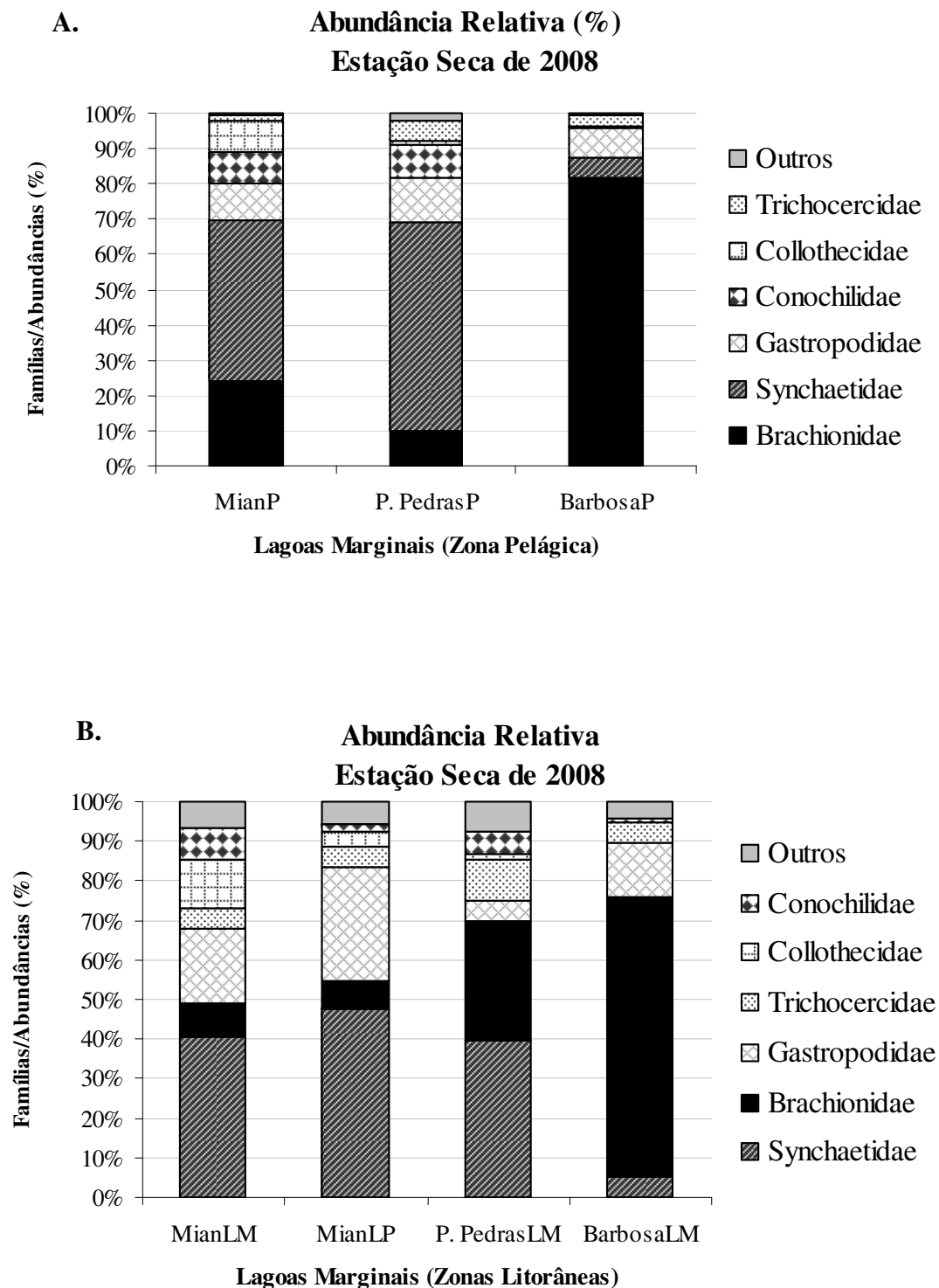


Figura 12. Abundância Relativa (%) dos rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, na região pelágica (A.) e litorânea de mata e pasto (B.) da Estação Seca de 2008.

3. Índices de Diversidade e Equitabilidade da Comunidade de Rotíferos

3.1. Diversidade e Equitabilidade dos Açudes do noroeste paulista

De modo geral, na estação seca de 2007 e 2008 maiores valores de diversidade foram registrados nas regiões litorâneas dos Açudes, com exceção dos Açudes G5 e G6. Elevados valores de diversidade nas regiões litorâneas do Açude P1 foram obtidos na estação seca, sendo maiores que na região pelágica. Nos Açudes P2, P9, G6 e G9.2 não foram observadas grandes diferenças entre as regiões pelágica e litorânea (**Figura 13. A.**).

Na estação chuvosa de 2008 e 2009, ocorreu um padrão inverso na maioria dos pontos amostrados, com valores mais altos de diversidade na região pelágica; entretanto, nos Açudes P1, P2, P9 e G6, observou-se o mesmo padrão da estação seca (**Figura 13. A. e B.**).

Os valores mais baixos de diversidade foram encontrados nos Açudes G1, G6 e G3, ambos na estação seca. Na estação chuvosa, os Açude P1, G9.2 e G9.3 mostraram valores menores de diversidade (**Figura 13. A. e B.**).

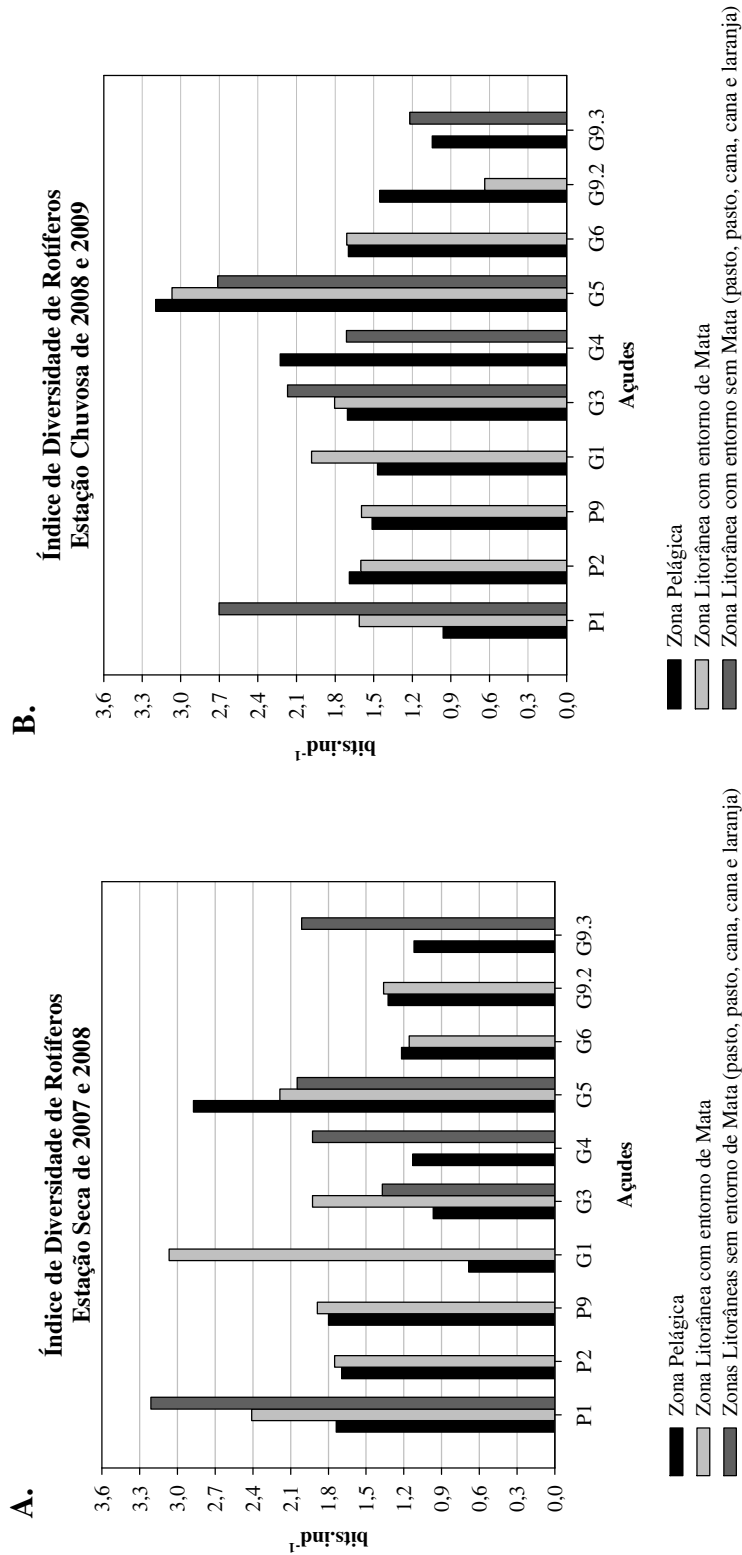


Figura 13. Diversidade de Shannon-Wiener (bits.ind⁻¹) da comunidade de rotíferos nos Açudes do noroeste paulista, nas regiões pelágica e litorânea com mata, pasto, cana ou laranja, nas Estações Seca de 2007 e 2008 (**A.**) e Chuvosa de 2008 e 2009 (**B.**).

Observou-se um maior índice de equitabilidade no Açude G5 nas estações seca e chuvosa e em todas as regiões do Açude (**Figura 14. A.**).

Os menores índices foram registrados nos Açudes P1 e G9.2, nas duas estações amostradas (**Figura 14. A. e B.**)

De modo geral, o índice de equitabilidade foi maior nos Açudes com maiores índices de diversidade e menor nos Açudes com menores índices de diversidade.

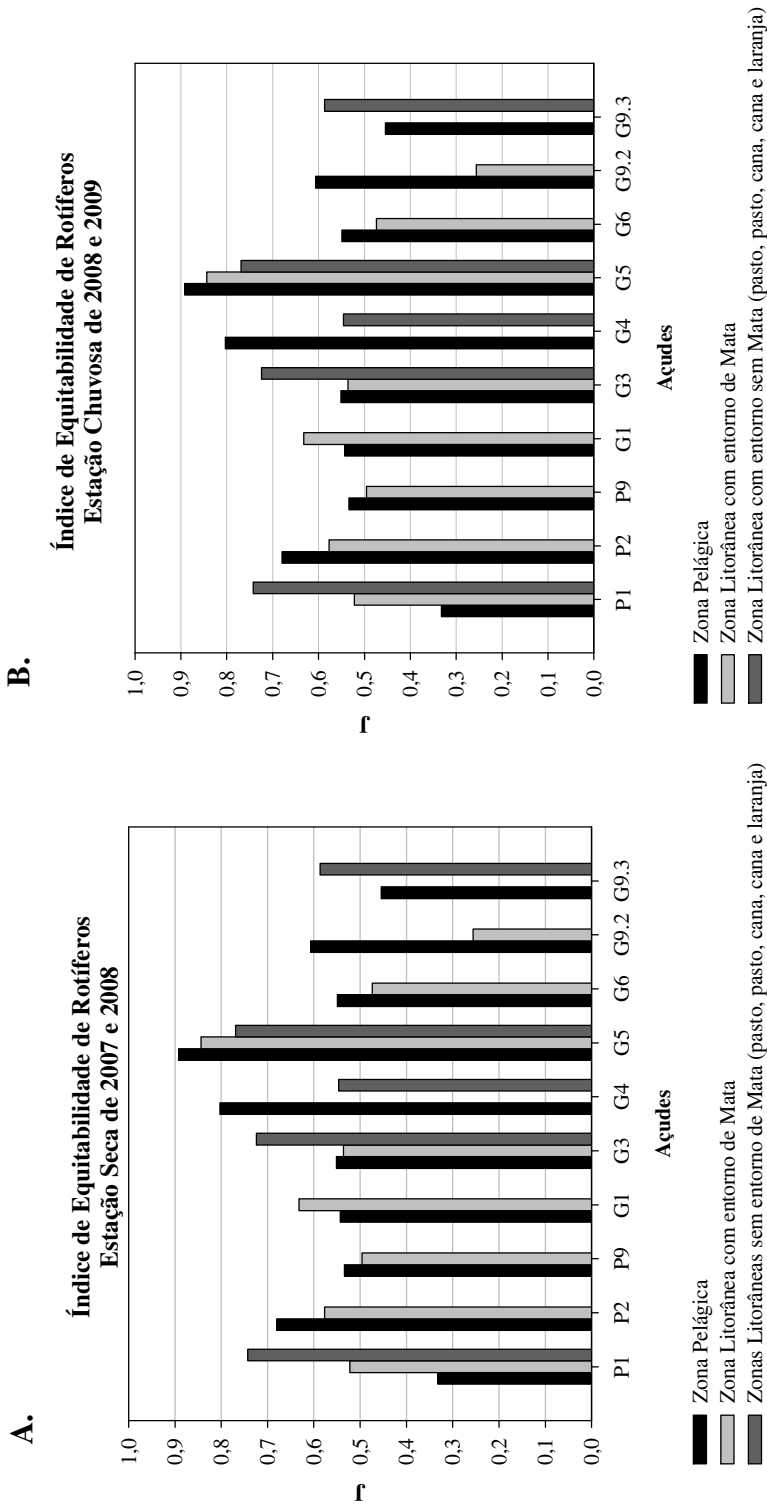


Figura 14. Equitabilidade (J) na comunidade de rotíferos nos Açudes do noroeste paulista, nas regiões pelágica e litorânea com mata, pasto, cana ou laranja, na Estação Seca de 2007 e 2008 (A.) e Chuvosa de 2008 e 2009 (B.).

3.2. Diversidade e Equitabilidade das lagoas marginais ao rio Paranapanema.

A diversidade de rotíferos foi maior na Lagoa do Mian, tanto nas zonas litorâneas quanto pelágica da estação chuvosa. Os menores valores foram observados na região pelágica da Lagoa Poço das Pedras e na região litorânea da Lagoa do Barbosa (**Figura 15. A.**). Os valores de equitabilidade, na estação chuvosa, apresentaram o mesmo padrão de variação relatado para diversidade (**Figura 16. A.**).

Na estação seca, a comunidade de rotíferos apresentou altos índices de diversidade na região pelágica da Lagoa do Mian, e na região litorânea da Lagoa Poço das Pedras. Os menores índices foram observados nas regiões pelágica e litorânea da Lagoa do Barbosa (**Figura 15. B.**).

A equitabilidade na estação chuvosa apresentou o mesmo padrão do índice de diversidade das lagoas na estação chuvosa (**Figura 16. A.**). A equitabilidade na estação seca apresentou valores altos e bem similares entre as regiões pelágicas ou pelágicas e litorâneas nas lagoas do Mian e Poço das Pedras. Na região litorânea da Lagoa Poço das Pedras, o valor de diversidade foi maior em relação às outras regiões amostradas. Na Lagoa do Barbosa, menores valores de equitabilidade foram observados na estação seca (**Figura 16. B.**).

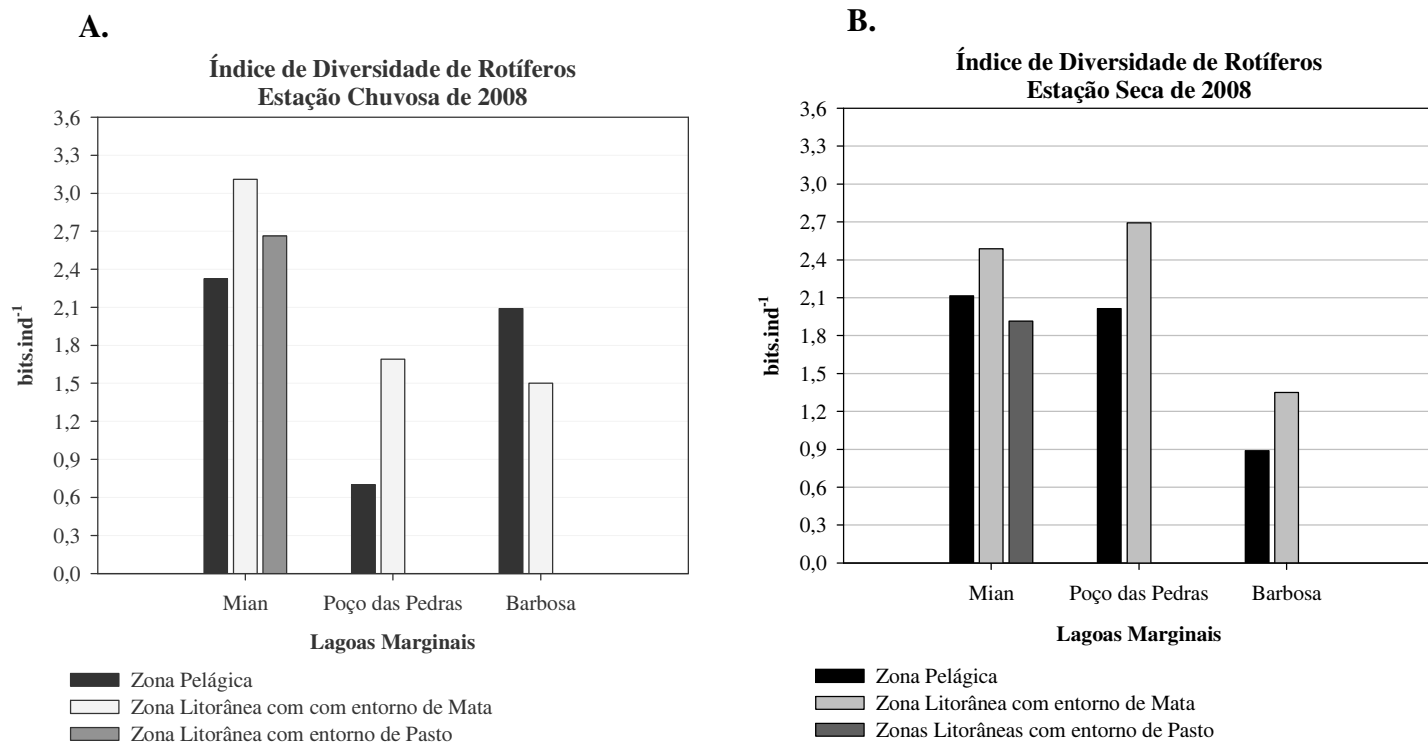


Figura 15. Diversidade de Shannon-Wiener (bits.ind^{-1}) da comunidade de rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, nas regiões pelágica e litorânea de mata e pasto, na Estação Chuvosa (A.) e Seca de 2008 (B.).

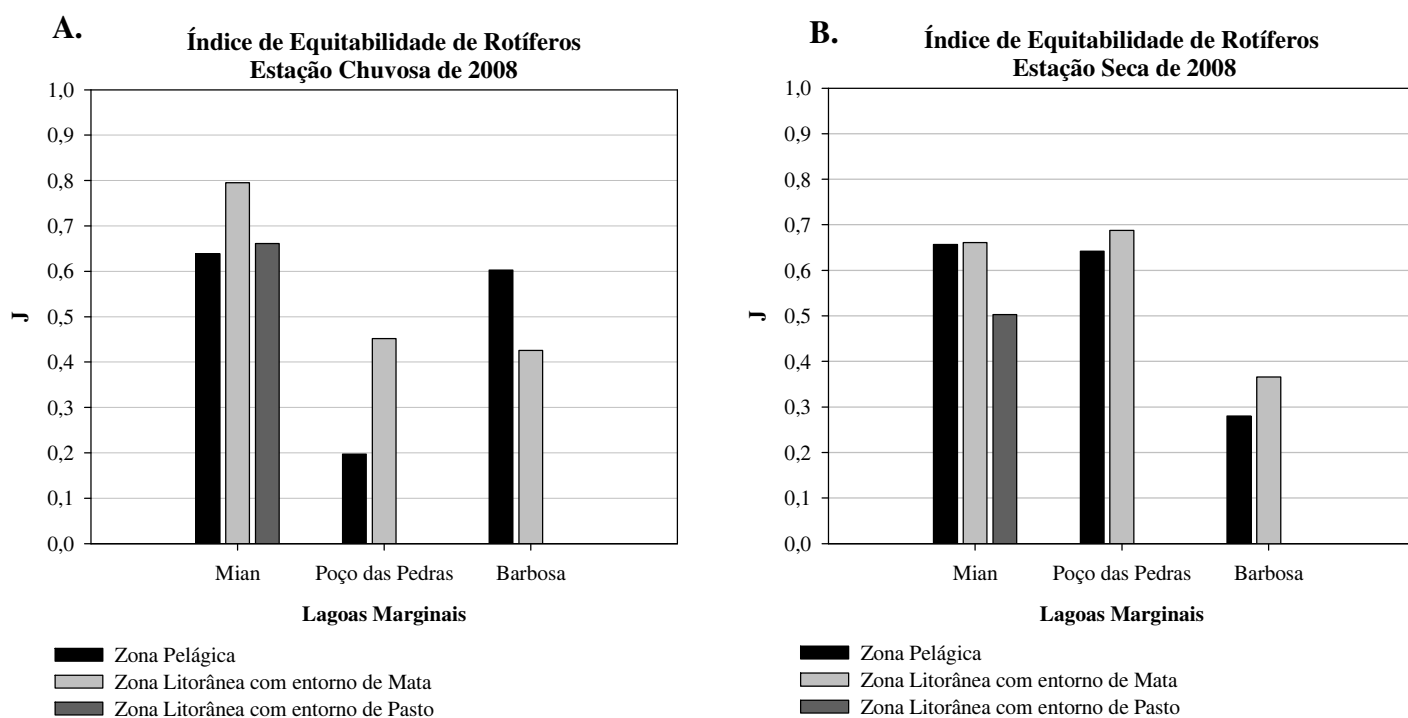


Figura 16. Equitabilidade (J) da comunidade de rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, nas regiões pelágica e litorânea de mata e pasto, na Estação Chuvosa (A.) e Seca de 2008 (B.).

3. Riqueza da comunidade de rotíferos.

3.1. Riqueza de espécies de rotíferos nos Açudes do noroeste paulista.

De modo geral, a riqueza de rotíferos foi maior na estação seca (**Figura 17. A.**). Nesta mesma estação, as maiores riquezas foram obtidas nas zonas litorâneas, ressaltando os Açudes P1, G1, G3, G5, G6 e G9.3. Riqueza maior na região pelágica foi verificada no Açude G5. No Açude G9.2, menores valores de riqueza foram encontrados.

Na estação chuvosa, nos Açudes P1, G3, G5 e G6 foi observada alta riqueza de espécies, principalmente nas regiões litorâneas, com exceção do G5. Menores riquezas foram observadas no Açude G9.3 (**Figura 17. B.**).

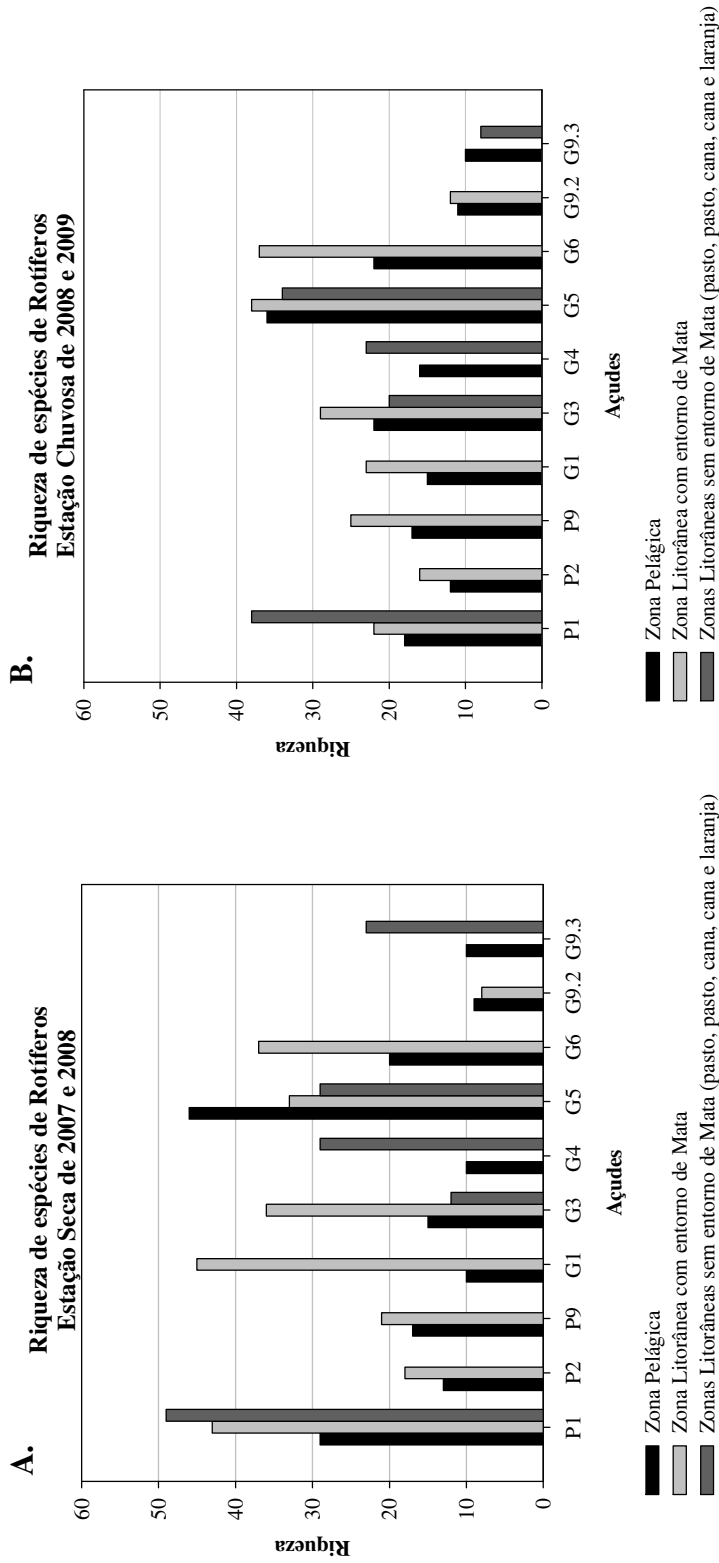


Figura 17. Riqueza de espécies de rotíferos nos Açudes do noroeste paulista, nas regiões pelágica e litorânea de mata, pasto, cana e laranja, na Estação Seca de 2007 e 2008 (A.) e Chuvosa de 2008 e 2009 (B.).

3.2. Riqueza de espécies de rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema.

Na estação chuvosa, maior riqueza de espécies de rotíferos foi observada na Lagoa do Mian, tanto na região pelágica quanto nas regiões litorâneas. Na Lagoa Poço das Pedras, elevada riqueza foi também obtida na zona litorânea e na mesma estação do ano (**Figura 18. A**).

Na estação seca (**Figura 18. B**), altos valores de riqueza, tanto nas regiões pelágica quanto litorâneas da Lagoa do Mian foram encontrados. Da mesma forma que na estaca chuvosa, ocorreu elevada riqueza na zona litorânea da Lagoa Poço das Pedras.

Na Lagoa do Barbosa, menores valores de riqueza foram registrados nas duas estações do ano (**Figura 18. A e B**), exceto o valor relativamente alto na sua zona litorânea, comparado aos valores de zona pelágica das Lagoas do Mian e Poço das Pedras.

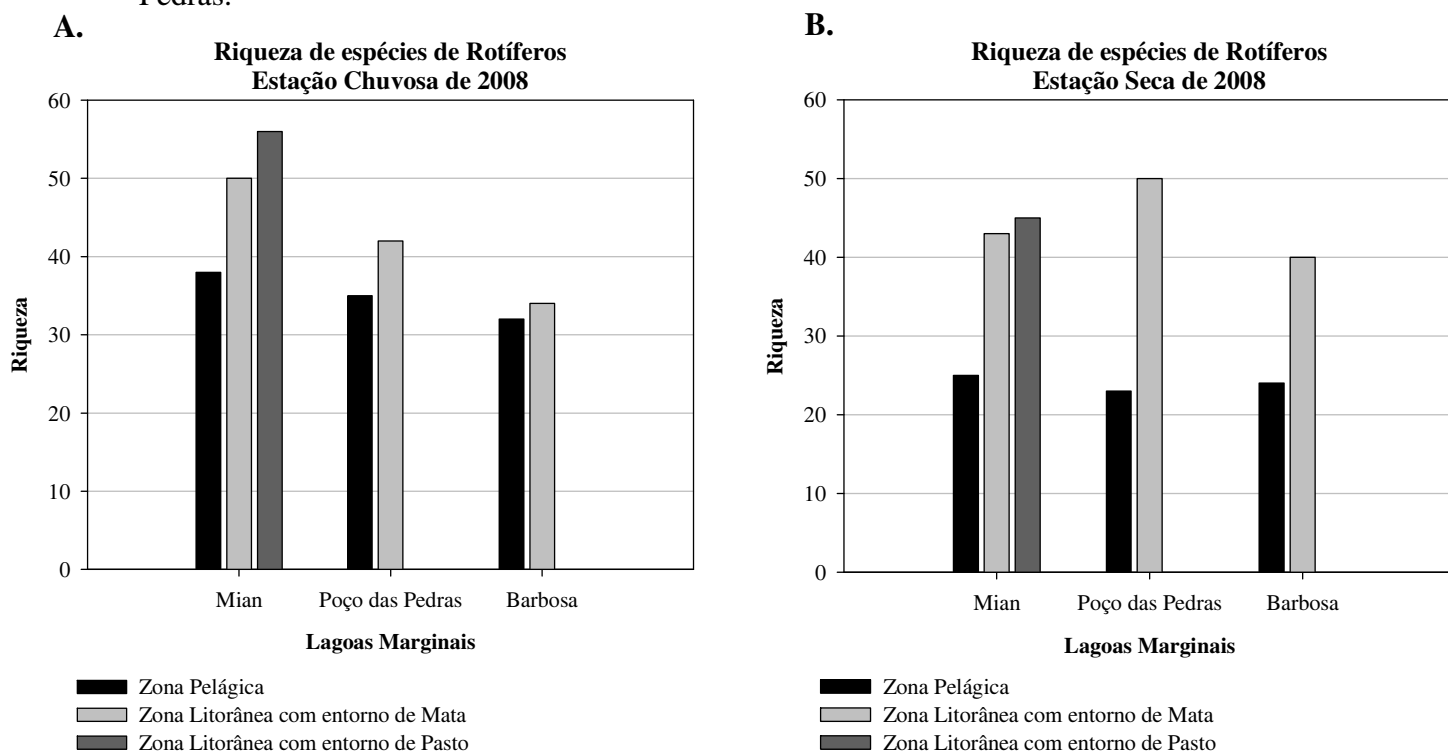


Figura 18. Riqueza de espécies de rotíferos nas lagoas marginais ao rio Paranapanema, nas regiões pelágica e litorânea de mata e pasto, na Estação Chuvosa (A.) e Seca de 2008 (B.).

- 3º Objetivo: *Relacionar as variáveis ambientais das lagoas marginais e dos açudes do noroeste paulista com os atributos dos rotíferos:*

1. Análise de Correspondência Canônica (ACC ou CCA)

O Teste de permutações de Monte Carlo mostrou que os autovalores dos eixos foram significativos, com 0,02 e 0,01 para ambos os eixos, 1 e 3, com $p < 0,05$ (**Tabela 8; Figura 19**). O teste de permutações de Monte Carlo também mostrou significância para as correlações entre fatores ambientais e abundâncias de espécies somente ao eixo 3, com um p de 0,01, $p < 0,05$ (**Figura 19 ; Tabela 9**).

O eixo (*axis*) 1 teve a mais alta correlação negativa com o Oxigênio Dissolvido e o pH e correlações positivas com o Material em Suspensão e a Condutividade (**Tabela 10.**). Em relação aos táxons, maiores correlações positivas com o eixo (*axis*) 1 foram obtidas para os táxons **sp4** (*Conochilus* (*Conochilus*) *unicornis*), **sp9** (*Kellicottia bostoniensis*), **sp12** (*Keratella lenzi*), **sp16** (*Lecane bulla*) e **sp18** (*Synchaeta pectinata*), e correlações negativas com os táxons **sp10** (*Keratella americana*), **sp13** (*Keratella tecta*) e **sp17** (*Polyarthra vulgaris*), (**Tabela 11.**).

Oxigênio Dissolvido apresentou correlação positiva com o eixo (*axis*) 2 e Temperatura correlação negativa (**Tabela 10.**). Quanto aos táxons, a **sp 11** (*Keratella cochlearis*) teve correlação positiva com o eixo 2 e a **sp1** (*Collotheca* sp.) e **sp14** (*Ascomorpha ecaudis*) correlações negativas (**Tabela 11.**).

O eixo (*axis*) 3 apresentou menor explicabilidade para a correlação entre fatores ambientais e abundância das principais espécies, embora ele tenha apresentado um p significativo, $p < 0,05$. A Condutividade e o Nitrogênio total positivas e o táxon **sp10** (*Keratella americana*) apresentaram as maiores correlações positivas e o táxon **sp6** (*Anureopsis fissa*) correlação negativa com o eixo (*axis*) 3, (**Tabelas 10 e 11**).

Tabela 8. RESULTADOS DO TESTE DE MONTE CARLO -- AUTOVALORES.

Dados aleatorizados					
Dado real	Teste de Monte Carlo, 99 permutações				
Eixos	Autovalores	Médias	Mínimo	Máximo	p
1	.569	.420	.264	.575	.0200
2	.347	.268	.162	.403	.1100
3	.274	.172	.108	.248	.0100

Tabela 9. RESULTADOS DO TESTE DE MONTE CARLO – CORRELAÇÕES ENTRE ESPÉCIES E FATORES AMBIENTAIS (Spp – espécies e Fat. Amb. – Fatores Ambientais).

Dados aleatorizados					
Dado real	Teste Monte Carlo, 99 permutações				
Eixos	Correl.Spp-Fat.Amb.	Médias	Mínimo	Máximo	p
1	.911	.817	.672	.942	.0600
2	.788	.735	.616	.910	.1500
3	.919	.738	.559	.884	.0100

Tabela 10. Maiores Coeficientes de Correlação de Pearson e Kendall com Eixos de Ordenação N= 60 (Valores destacados e sublinhados apresentaram as maiores correlações):

Eixos	1	2	3
Fatores Ambientais	r	r	r
Profundidade (Prof.)	,227	,005	,035
Transparência (Sec.)	,089	,013	-,042
pH	-,548	-,001	,169
Condutividade (Con.)	,361	-,261	,853
Oxigênio Dissolvido (OD)	-,747	,281	-,148
Temperatura (T°)	-,138	,492	,217
Fósforo total (PT)	,001	-,128	-,050
Nitrogênio (Nit)	-,259	-,300	,743
Material em Suspensão (MS)	,373	,272	-,196
Clorofila <u>a</u> (PT)	,176	,022	-,239
Pluviosidade (Pluv.)	,030	,184	,081

Tabela 11. Maiores Coeficientes de Correlação de Pearson e Kendall com Eixos de Ordenação N= 60. (Valores destacados e sublinhados apresentaram as maiores correlações):

Eixos	1	2	3
Espécies	r	r	r
sp1	-,003	<u>-,220</u>	<u>-,122</u>
sp2	-,083	,082	<u>-,115</u>
sp3	-,026	-,090	<u>-,132</u>
sp4	<u>,277</u>	,061	<u>-,057</u>
sp5	<u>-,232</u>	,115	<u>-,027</u>
sp6	-,191	-,149	<u>-,213</u>
sp7	,095	,125	<u>-,134</u>
sp8	-,192	,063	<u>-,135</u>
sp9	<u>,291</u>	<u>-,258</u>	<u>-,072</u>
sp10	<u>-,333</u>	-,029	<u>,413</u>
sp11	,165	<u>,324</u>	<u>-,050</u>
sp12	<u>,257</u>	,001	<u>-,024</u>
sp13	<u>-,239</u>	,049	<u>-,191</u>
sp14	,192	<u>-,217</u>	<u>-,090</u>
sp15	,168	,181	<u>-,052</u>
sp16	<u>,252</u>	-,115	<u>,146</u>
sp17	<u>-,242</u>	,012	<u>-,182</u>
sp18	<u>,337</u>	<u>-,231</u>	<u>,005</u>
sp19	-,041	,032	<u>-,054</u>
sp20	<u>-,095</u>	<u>-,160</u>	<u>-,142</u>

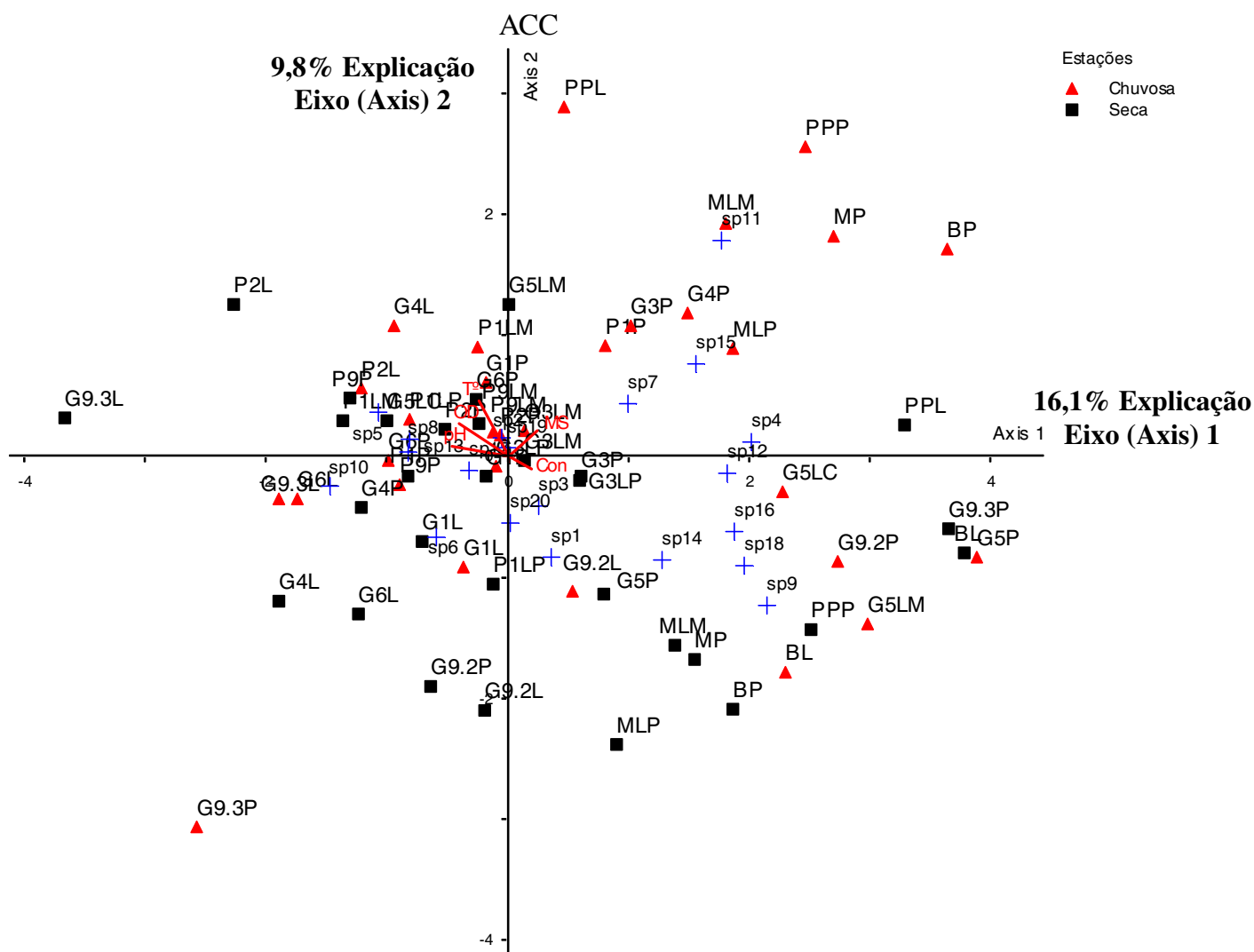


Figura 19. Análise de Correspondência Canônica (ACC), os autovalores dos eixos 1, 2 e 3 explicam 16,1%, 9,8% e 7,7%, respectivamente, e 33,6% da variância total das médias dos táxons. Para os fatores ambientais (Setas vermelhas): pH, Con.(Conductividade), OD (Oxigênio Dissolvido), MS (Material em Suspensão) e Nit (Nitrogênio Total) e abundância das principais espécies de rotíferos (Cruz azul), na estação seca e chuvosa dos Açudes da região noroeste paulista: P1P, P1LM e P1LP (Vicentinópolis zonas: pelágica, litorânea de mata e litorânea de pasto, respectivamente); P2P e P2L (Macaubal zonas: pelágica e litorânea de mata, respectivamente); P9P e P9L (Pindorama zonas: pelágica e litorânea de mata, respectivamente); G1P e G1L (Novo Horizonte zonas: pelágica e litorânea de mata, respectivamente); G3P, G3LM e G3LP (Planalto zonas: pelágica, litorânea de mata e litorânea de pasto, respectivamente); G4P e G4L (União Paulista zonas: pelágica e litorânea de cana, respectivamente); G5P, G5LM e G5LC (Magda zonas: pelágica, litorânea de mata e litorânea de cana, respectivamente); G6P e G6L (Onda Verde zonas: pelágica e litorânea de mata, respectivamente); G9.2P e G9.2L (Matão Açude 2 zonas: pelágica e litorânea de mata, respectivamente); G9.3P e G9.3L (Matão Açude 3 zonas: pelágica e litorânea de laranja,

respectivamente) e lagoas marginais ao rio Paranapanema: MP, MLM e MLP (Lagoa do Mian zonas: pelágica, litorânea de mata e litorânea de pasto, respectivamente); PPP e PPL (Lagoa Poço das Pedras zonas: pelágica e litorânea de mata, respectivamente) e BP e BL (Lagoa do Barbosa zonas: pelágica e litorânea de mata, respectivamente).

Os táxons de rotíferos são: *Collotheca* sp. (sp1); *Conochilus (Conochiloides) coenobasis* (sp2); *Conochilus (Conochiloides) natans* (sp3); *Conochilus (Conochilus) unicornis* (sp4); *Hexarthra intermedia intermedia* (sp5); *Anuraeopsis fissa* (sp6); *Brachionus falcatus falcatus* (sp7); *Brachionus mirus* (sp8); *Kellicottia bostoniensis* (sp9); *Keratella americana* (sp10); *Keratella cochlearis* (sp11); *Keratella lenzi* (sp12); *Keratella tecta* (sp13); *Ascomorpha ecaudis* (sp14); *Gastropus hyptopus* (sp15); *Lecane bulla* (sp16); *Polyarthra vulgaris* (sp17); *Synchaeta pectinata* (sp18); *Trichocerca similis* (sp19) e *Trichocerca stylata* (sp20).

- 4º Objetivo: *Comparar as estruturas da comunidade de rotíferos em ambientes sujeitos as diferentes perturbações e regimes hidrológicos;*

1. Análise de Similaridade

De acordo com o teste ANOSIM de Similaridade entre as amostras de abundância, obteve-se um R Global de 0,46, ou seja, há uma tendência a dissimilaridade. O nível de significância estatística do teste foi de 0,001 ($p < 0,05$).

Uma análise SIMPER foi realizada com a abundância das espécies entre os locais de coleta (13 locais) e as estações do ano (chuvosa e seca). O Açude com a maior similaridade entre as estações do ano foi G4 (União Paulista); a espécie que apresentou maior contribuição foi *Polyarthra vulgaris* com 84,31%. O Açude que apresentou menor similaridade entre as estações do ano foi G9.3 (Matão Açude 3) tendo a espécie *Polyarthra vulgaris* como a maior contribuinte para a menor similaridade (91,17%). Entre as lagoas marginais, a Lagoa do Barbosa apresentou a maior similaridade entre as amostras, uma média de 50,38 e a espécie *Kellicottia bostoniensis* com a maior porcentagem de contribuição de 77,65%, somando 85,16% com o táxon *Polyarthra vulgaris*. Na Lagoa Poço das Pedras, a menor média de similaridade (12,38) entre as estações foi verificada; com os táxons *Polyarthra vulgaris*, *Kellicottia bostoniensis* e *Keratella lenzi* totalizou mais de 50% da contribuição.

A dissimilaridade de SIMPER foi maior entre os Açudes P9 (Pindorama) e G3 (Planalto), com o valor de 96,78. As espécies *Keratella tecta*, *Polyarthra vulgaris* e *Hexarthra intermedia* tiveram uma contribuição de 31%, 23% e 14,7%, respectivamente, totalizando 69,4% à dissimilaridade. A lagoa marginal do Barbosa

apresentou o maior valor de dissimilaridade com o Açude 3 de Matão, e este foi de 97,94 e o táxon que mais contribuiu foi *Kellicottia bostoniensis* com 54,8% e *Polyarthra vulgaris* acumulando aproximadamente 65% na dissimilaridade. As similaridades e dissimilaridades entre Açudes e lagoas marginais podem ser visualizadas na Análise de Cluster (**Figura 20**).

Similaridade entre abundâncias de espécies
Média de Grupos

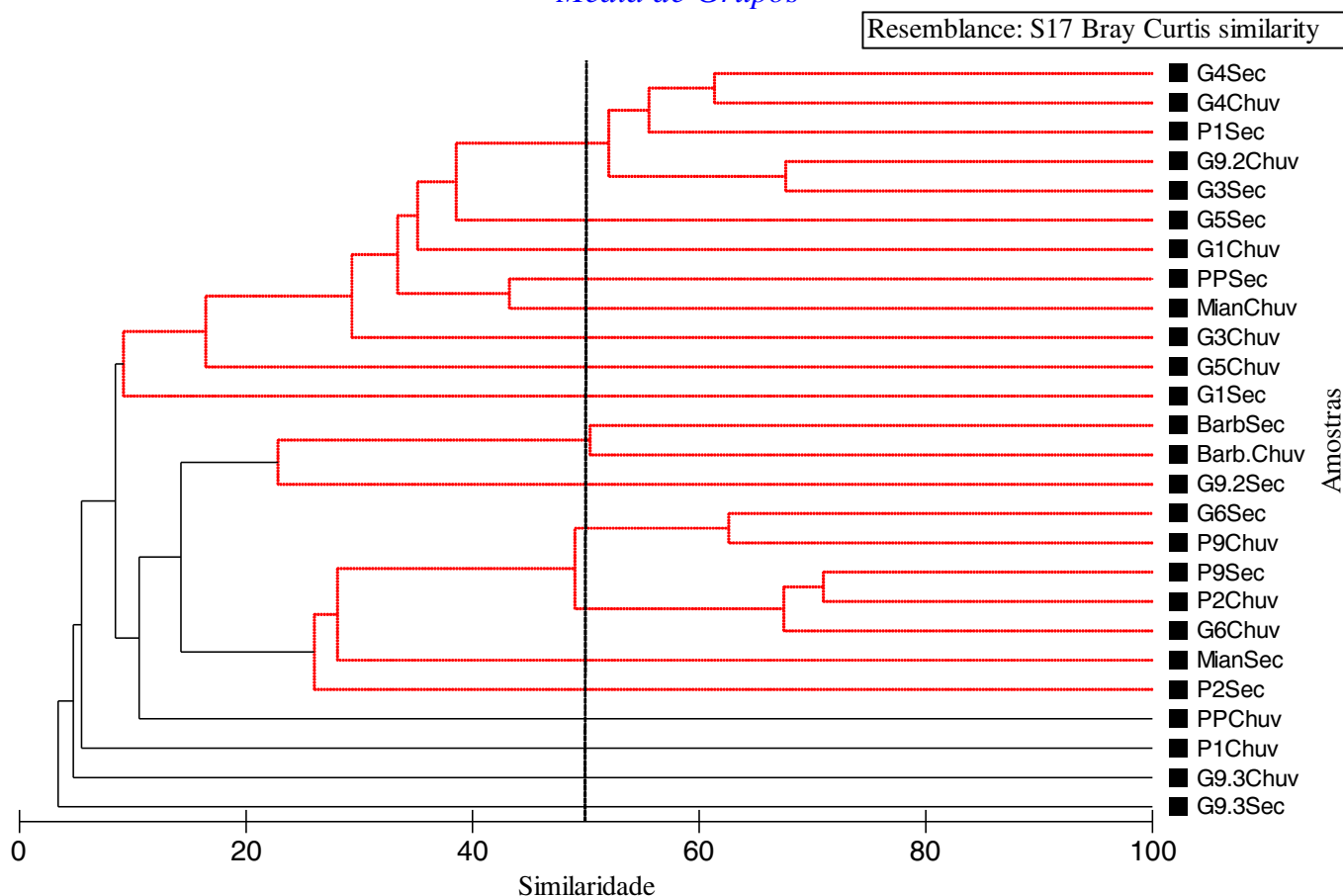


Figura 20. Análise de similaridade de Bray-Curtis da abundância das espécies de rotíferos (abundância relativa >10%) encontradas na estação chuvosa (Chuv - 2008 e 2009) e estação seca (Sec - 2007 e 2008). Análise de similaridade com simprof (nível de significância $p < 0,05$) em destaque no gráfico. Açudes do noroeste paulista: P1 (Vicentinópolis); P2 (Macaubal); P9 (Pindorama); G1P (Novo Horizonte); G3 (Planalto); G4 (União Paulista); G5 (Magda); G6 (Onda Verde); G9.2 (Matão Açude 2); G9.3 (Matão Açude 3) e lagoas marginais ao rio Paranapanema: Mian (Lagoa do Mian); PP (Lagoa Poço das Pedras) e Barb. (Lagoa do Barbosa).

2. Análise de Variância (ANOVA) dos Atributos dos rotíferos

Na análise de variância (ANOVA) da comunidade de rotíferos medidos nos períodos de seca e chuvosa, não houve diferença significativa em todos os atributos (abundância absoluta, riqueza, diversidade e equitabilidade). Em sequência, apresentaremos os resultados das análises de variância, visando mostrar eventuais diferenças entre os 13 locais de amostragem, 10 Açudes e 3 lagoas marginais.

a.) Análise de Variância (ANOVA) da Abundância Absoluta

Os resultados da ANOVA mostraram diferenças significativas entre os ambientes de estudo, ou seja, Açudes e Lagoas $p < 0,001$. Os dados não apresentaram distribuição normal e homogênea, por isso foi feito um teste de Análise de Variância de Kruskal-Wallis sobre *ranks*.

O teste *a posteriori* (*post-hoc*) de Tukey ressaltou as diferenças entre as médias de abundância absoluta das espécies nos ambientes estudados, sendo significativamente diferente entre Pindorama (P9) e os Açudes de Vicentinópolis (P1) e Planalto (G3) e entre Onda Verde (G6) e Vicentinópolis (P1).

b.) Análise de Variância (ANOVA) da riqueza de espécies

A ANOVA *One Way* mostrou a existência de diferenças significativas na riqueza de espécies entre os ambientes de estudo, ou seja, entre Açudes e Lagoas (**Tabela 12.**). Os dados apresentaram distribuição normal e homogênea.

Tabela 12. Resultado da ANOVA (*One Way*) entre a fonte de variação (ambientes) e a riqueza de espécies de rotíferos registrada em 9 Açudes e 3 lagoas marginais na estação chuvosa e seca. O valor de **F** foi significativo.

<i>Fonte de Efeito</i>	<i>GL</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Ambientes	12	5,299	<0,001
Resíduo	39		
Total	51		

O teste *a posteriori* (*post-hoc*) de Holm-Sidak ressaltou a existência de diferenças entre as médias de riqueza de rotíferos nos ambientes estudados. Esse atributo foi significativamente diferente entre o Açude de Matão (G9.2) e as 3 lagoas marginais (Mian, Poço das Pedras e Barbosa) e, também com o Açude de Magda (G5). A riqueza de espécies do Açude de Matão (G9.3) também diferiu daquelas das lagoas marginais do Mian e Poço das Pedras e do Açude de Magda (G5). A riqueza de espécies do Açude de Macaubal (P2) teve diferença significativa com aquela do Açude de Magda (G5) e das lagoas do Mian e Poço das Pedras (**Figura 21**).

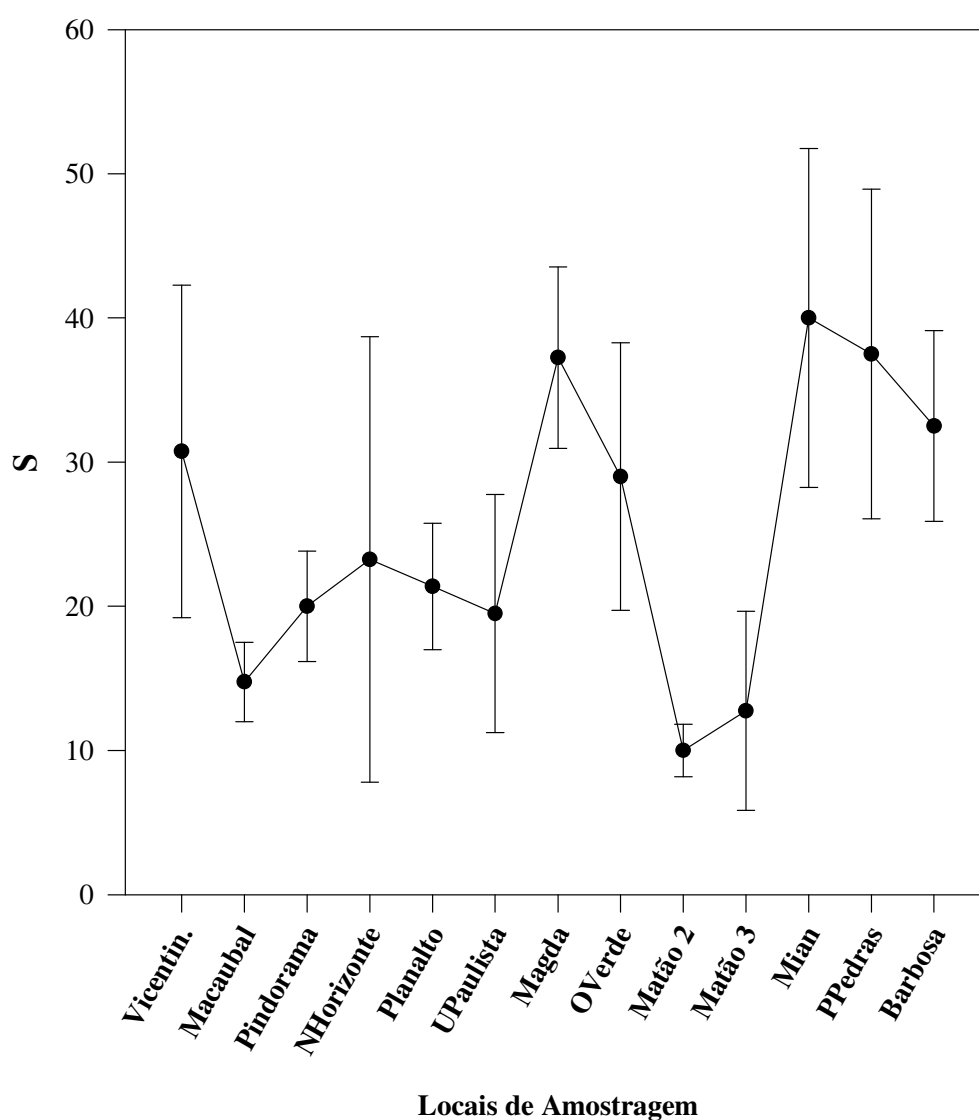


Figura 21. Variação significativa da Riqueza (S) de espécies de rotíferos registrada nos Açudes do noroeste paulista (em ordem da esquerda para a direita:

Vicentinópolis (P1), Macaubal (P2), Pindorama (P9), Novo Horizonte (G1), Planalto (G3), União Paulista (G4), Magda (G5), Onda Verde (G6), Matão 2 (G9.2) e Matão 3 (G9.3) e nas lagoas marginais (Mian, PPedras (Poço das Pedras) e Barbosa) (símbolo= média das estações seca e chuvosa e das zonas pelágica e litorânea, barra= desvio padrão).

c.) Análise de Variância (ANOVA) da diversidade de espécies

A ANOVA *One Way* mostrou a existência de diferenças significativas entre os ambientes de estudo, ou seja, Açudes e lagoas (**Tabela 13**). Os dados apresentaram distribuição normal e homogênea.

Tabela 13. Resultado da ANOVA (*One Way*) entre a fonte de variação (ambientes) e a diversidade de espécies de rotíferos registrada em 9 Açudes e 3 lagoas marginais na estação chuvosa e seca. O valor de **F** foi significativo.

<i>Fonte de Efeito</i>	<i>GL</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Ambientes	12	2,501	0,015
Resíduo	39		
Total	51		

O teste *a posteriori* (*post-hoc*) de Holm-Sidak ressaltou haver diferenças significativas entre as médias de diversidade de rotíferos nos ambientes estudados. Esse atributo foi significativamente diferente entre o Açude de Magda (G5) e o Açude 2 de Matão (G9.2) e entre Magda (G5) e o Açude 3 de Matão (G9.3). (Ver **Figura 22**).

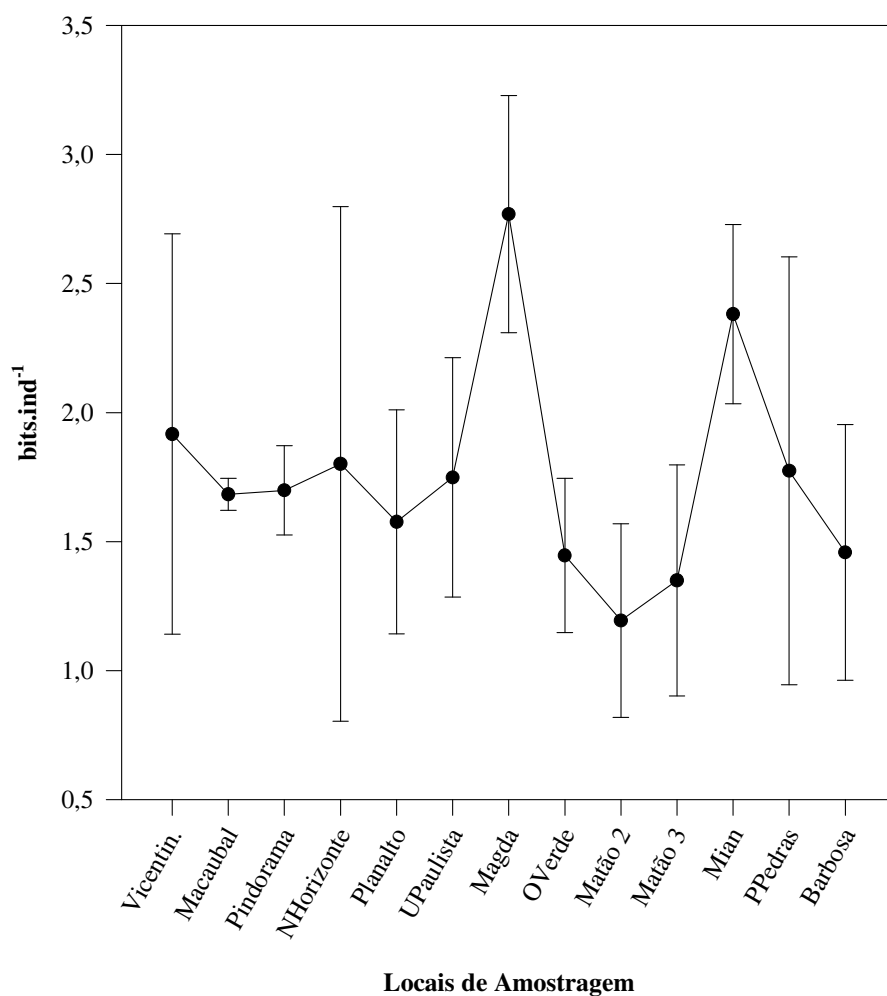


Figura 22. Variação significativa da Diversidade (bits.ind⁻¹) de espécies de rotíferos nos Açudes do noroeste paulista (em ordem da esquerda para a direita: Vicentinópolis (P1), Macaubal (P2), Pindorama(P9), Novo Horizonte (G1), Planalto (G3), União Paulista (G4), Magda (G5), Onda Verde (G6), Matão 2 (G9.2) e Matão 3 (G9.3) e nas lagoas marginais (Mian, PPedras (Poço das Pedras) e Barbosa) (símbolo= média das estações seca e chuvosa e das zonas pelágica e litorânea, barra= desvio padrão).

d.) Análise de Variância (ANOVA) da equitabilidade de rotíferos.

A ANOVA *One Way* não mostrou diferenças significativas na equitabilidade entre os ambientes de estudo, ou seja, Açudes e lagoas (**Tabela 14.; Figura 23.**). Os dados apresentaram distribuição normal e homogênea.

Tabela 14. Resultado da ANOVA (*One Way*) entre a fonte de variação (ambientes) e a equitabilidade de espécies de rotíferos registrada em 9 Açudes e 3 lagoas marginais na estação chuvosa e seca. O valor de **F** não foi significativo.

<i>Fonte de Efeito</i>	<i>GL</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Ambientes	12	1,733	0,097
Resíduo	39		
Total	51		

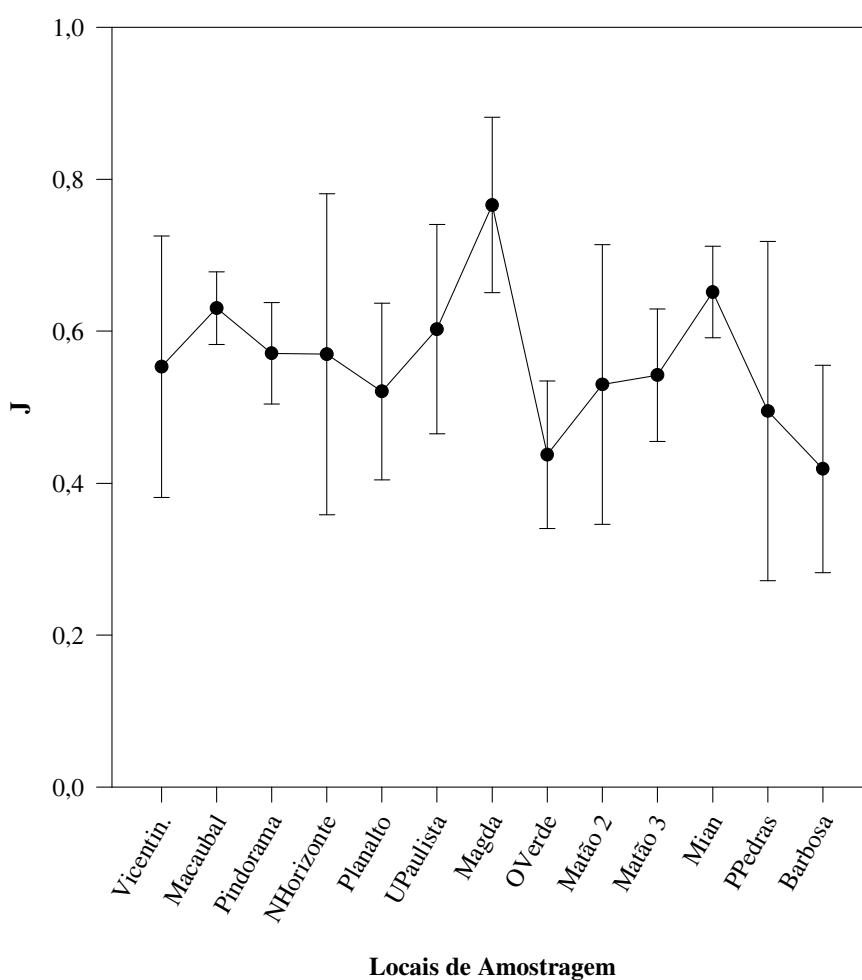


Figura 23. Variação não significativa da Equitabilidade (J) de populações de rotíferos nos Açudes do noroeste paulista (em ordem da esquerda para a direita: Vicentinópolis (P1), Macaubal (P2), Pindorama(P9), Novo Horizonte (G1), Planalto (G3), União Paulista (G4), Magda (G5), Onda Verde (G6), Matão 2 (G9.2) e Matão 3 (G9.3) e as lagoas marginais (Mian, PPedras (Poço das Pedras) e Barbosa) (símbolo= média das estações seca e chuvosa e das zonas pelágica e litorânea, barra= desvio padrão).

Resumindo, o Açude de Magda e as Lagoas marginais do Mian e Poço das Pedras foram os ambientes que obtiveram as maiores médias de riqueza e índices de diversidade e os Açudes de Matão (G9.2 e G9.3) e Macaubal, mostraram as menores médias para os dois atributos populacionais.

- **Riqueza por famílias de rotíferos**

Na **Figura 24**, observamos a variação do número de espécies por famílias, encontradas nos dois períodos de amostragem (seco e chuvoso) de ambos os ambientes de estudo (Açudes e Lagoas).

De modo geral, as famílias mais representativas foram Lecanidae, Trichocercidae, Brachionidae, Notommatidae e Lepadellidae, nesta mesma ordem de importância.

Todas as famílias que se destacaram em número de espécies tiveram maiores valores nos Açudes.

As famílias Hexarthridae, Dicranophoridae e Scaridiidae tiveram uma representatividade baixa e maior número de táxons nos Açudes. As famílias Euchlanidae, Synchaetidae, Gastropodidae, Proalidae, Collothecidae e Epiphanidae tiveram uma representatividade baixa e maior número de táxons nas Lagoas marginais.

As famílias Conochilidae, Trochosphaeridae, Trichotriidae e Mytilinidae tiveram a mesma representatividade nos distintos ambientes de estudo. A família Asplanchnidae teve um representante taxonômico e foi registrado somente nas Lagoas marginais e a família Microcodidae também apresentou um táxon que foi exclusivo dos Açudes paulistas estudados e ainda não houve registro desse táxon no estado de São Paulo.

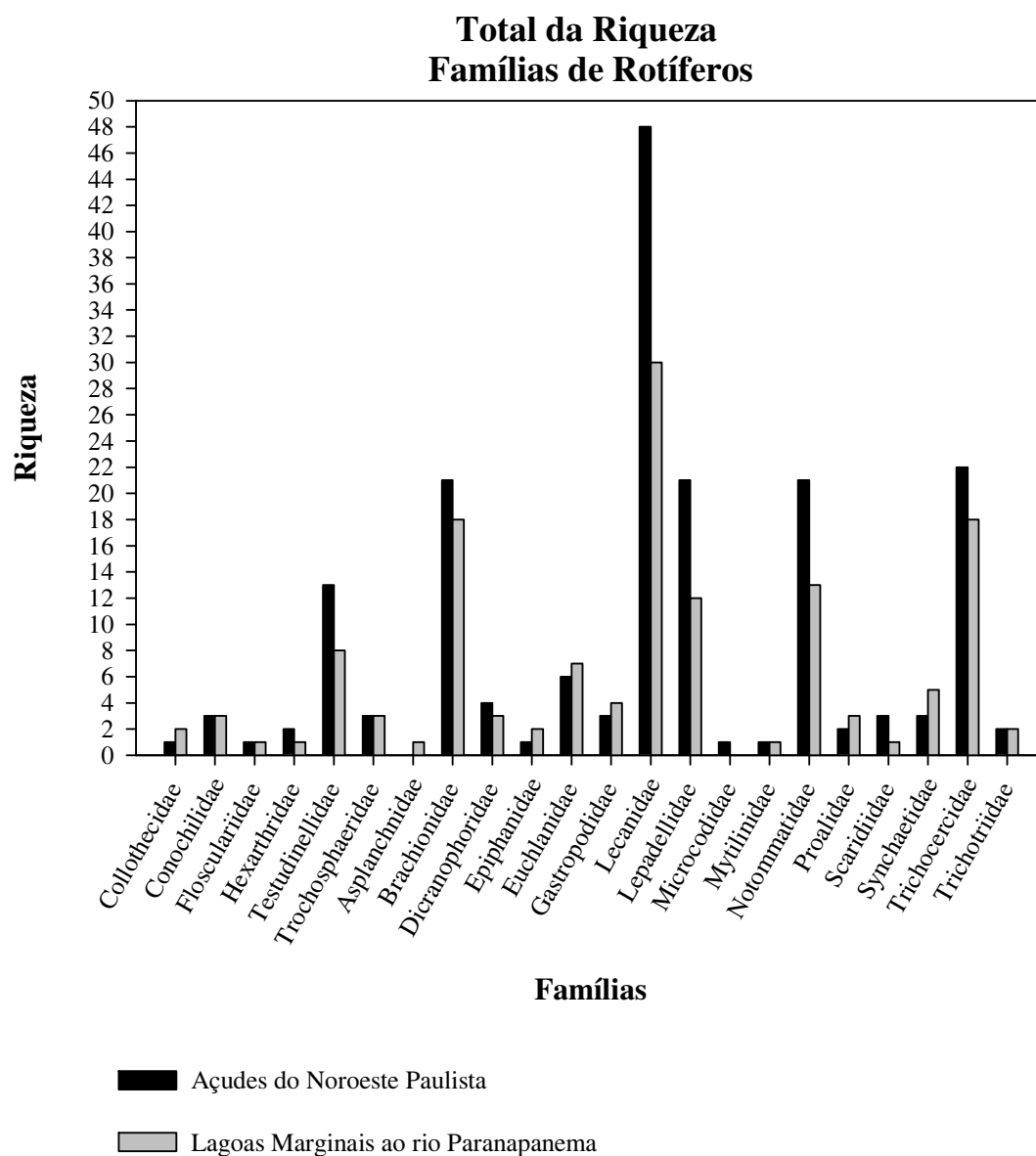


Figura 24. Representatividade das famílias de rotíferos em número de espécies nos períodos de coleta (seco e chuvoso) nos Açudes do noroeste paulista e lagoas marginais ao rio Paranapanema.

6. Discussão

Os açudes ou reservatórios que foram amostrados no presente trabalho são alimentados por riachos pequenos, de primeira ou segunda ordem, portanto, não se alteram como em reservatórios onde o fluxo do rio principal (rios de ordens maiores) pode causar pulsos de inundação de origem natural ou artificial (Tundisi, 1999). Portanto, são ambientes cujos regimes hidrológicos estão mais sujeitos às variações da pluviosidade local.

A concentração de oxigênio dissolvido na água depende do equilíbrio entre a entrada de oxigênio atmosférico e fotossíntese e a perda devido à oxidação química e biológica (Wetzel, 1993).

De modo geral, no período seco, a temperatura da água nos açudes foi menor que na estação chuvosa. Na estação seca, os valores mais altos de oxigênio dissolvido na água coincidiram com temperaturas mais amenas nesta estação.

Menores valores de oxigênio dissolvido na água durante o período chuvoso indicam elevadas taxas de decomposição, ou seja, maior consumo que pode ser maior devido à elevação da temperatura neste período, e também as maiores quantidades de material em suspensão na água, ou seja, matéria orgânica e inorgânica que foram carregadas pela intensificação das chuvas, intensificando processos biológicos, produzindo um consumo acelerado do oxigênio (Esteves, 1998).

Alguns trabalhos como Bozelli et al. (1992), na Represa Municipal de São José do Rio Preto e Necchi et al. (1996), em um riacho da região noroeste evidenciam que há diferenças nos parâmetros físicos e químicos ao longo do ano, e principalmente entre o período seco e chuvoso.

A região noroeste paulista encontra-se impactada e indicada como a região mais desmatada e fragmentada do estado (Kronka et al. 1993), e esta devastação ambiental está diretamente relacionada à intensificação da produção agropecuária. A remoção de florestas pode aumentar a exposição ao vento, alterar a transparência da água e diminuir a penetração de luz no lago, portanto afeta a estratificação térmica, concentrações de oxigênio dissolvido e habitats de peixes (Steedman & Kushneriuk, 2000; Scully et. al. 2000).

Além disso, o aumento de nitrogênio e fósforo total, nos açudes pode estar relacionado ao escoamento superficial de resultantes agrícolas que são constituídos de

sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos animais, levando ao assoreamento e enriquecimentos nutricionais dos corpos d'água (Neill et al. 2001 e Merten & Minella, 2002) e consequente processo de eutrofização.

A maior concentração de nitrogênio e fósforo total na estação seca, com exceção dos valores altíssimos obtidos no Açude de Matão (G9.3) na estação chuvosa, pode estar relacionado ao suprimento da coluna d'água por longos períodos e ao processo de concentração das águas. Thomaz et al. (1997) apontou que durante o período de cheias, uma grande homogeneidade ambiental é observada devido principalmente à mistura das águas.

A pluviosidade frequentemente favorece o metabolismo aquático heterotrófico ao aumentar o aporte da lixiviação orgânica terrestre (Bidanda & Cotner, 2002; Ram et al., 2003). No entanto, a intensificação das chuvas também incrementa o aporte de nitrogênio e fósforo nos lagos (Schindler, 1978), o que poderia favorecer por sua vez, o metabolismo autotrófico, especialmente em áreas agrícolas e urbanas.

A condutividade elétrica é uma medida que indica a quantidade total de matéria ionizada (Maier, 1978), ela também fornece informações sobre o metabolismo do ecossistema aquático e fenômenos na área de captação do açude. Nesses corpos de água, os principais íons são aqueles contidos no nitrogênio e fósforo, o qual obteve-se altos valores para o Açude de Matão (G9.3), indicando que pode haver maior interferência humana em Matão (G9.3) e menor no Açude de Magda (G5), informação corroborada por Fusari & Fonseca-Gessner (2006) nos reservatórios do Monjolinho e Fazzari.

Os valores de pH e condutividade elétrica podem ser relacionados à precipitação, com valores de pH ácido a neutro e básico na chuvosa e valores mais neutros e básicos na seca e a condutividade elétrica apresentou valores mais altos na chuvosa, esses resultados também foram corroborados por Bozelli et al. (1992) e Necchi et al. (1996) em ambientes lóticos e lênticos da mesma região.

Nas lagoas marginais, as variáveis abióticas e bióticas não apresentaram uma grande amplitude de variação comparando as duas estações amostradas, e esta situação ocorre por estarem continuamente recebendo alimentação de água do rio. Essas lagoas laterais são ambientes rasos comparados a outros ambientes marginais e apresenta maior influência da variação do nível hidrométrico do que aos níveis pluviométricos, e a variação deste nível hidrométrico está condicionada a necessidade de água para geração de energia elétrica pela CESP (Granado & Henry, 2008).

Segundo Henry (2003), o grande acúmulo de água no reservatório Jurumirim age como sistema “tampão” amortecendo os pulsos de inundação do principal tributário. Este reservatório é o primeiro em um sistema em cascata, portanto uma de suas funções é estocagem de água para os reservatórios seguintes. Assim, as lagoas marginais ao rio Paranapanema não caracterizam ambientes típicos de planície de inundação, cuja principal característica é estarem sujeitas a pulsos hidrológicos sazonais (Junk, 1997) e apresentam uma limnofase (período de desconexão com o rio) e potamofase (período de conexão após inundação lateral), conforme observado em Neiff (1990a). Contudo, variações hidrométricas nas lagoas marginais implicam em mudanças nos fatores físicos e químicos da água, permitindo assim comparações com mudanças que ocorrem em lagoas de planície de inundação (Granado & Henry, 2008).

As diferenças nos fatores físicos e químicos das lagoas marginais evidenciam os seus variados graus de associação com o rio Paranapanema, como já foi mostrado em outros trabalhos com lagoas marginais nesta região (Henry 2005; Casanova, 2005; Henry et al. 2006). De acordo com Pagioro (1992), os ambientes respondem diferentemente à influência do nível hidrométrico em função do grau de conectividade e isolamento do rio principal.

No período de seca foi observado menor valor de temperatura, e de acordo com Esteves (1998), diferenças nictimerais da temperatura de lagoas tropicais são maiores que algumas sazonais.

Os maiores valores de transparência na seca coincidiram com menores valores de material em suspensão, resultado do menor *input* de sólidos suspensos na direção do rio às lagoas. As dinâmicas de inundações promovem maior conectividade entre os componentes estruturais do sistema, lagoas marginais e rio, permitindo a troca de água, nutrientes e biota, bem como entre elementos dos corredores hidrológicos, formados pela conectividade entre ambientes marginais e canais dos rios (Amoros & Roux, 1988).

Os maiores valores de transparência podem se correlacionar com a clorofila *a* (biomassa fitoplanctônica), que também apresentou valores mais altos, ambos na estação seca.

Durante o período de inundação ou estação chuvosa, a química da coluna e as comunidades biológicas se alteram em decorrência da entrada de água do rio, inundação da vegetação marginal e turbulência e ressuspensão do sedimento das lagoas, fato este observado em uma lagoa marginal do sistema planície de inundação do rio Mogi-

Guaçu, onde também foram realizados trabalhos das variáveis limnológicas no gradiente litoral-limnético (Taniguchi, 2004).

Os maiores valores de temperatura se relacionaram com maiores valores de oxigênio dissolvido, mesmo porque, a estação seca não foi um período de grandes valores de biomassa fitoplanctônica, indicando que há maiores taxas de decomposição do que produção fitoplanctônica.

A quantidade de íons dissolvidos na água, condutividade elétrica foram maiores no período seco e pode ser devido aos maiores concentrações de nutrientes totais (fósforo e nitrogênio). Esses dados apontam que a química e a dinâmica de corpos d'água dependem das interações de vários fatores (Gavilán-Díaz, 2000).

Segundo Rocha et al. (1995), os rotíferos dominam o zooplâncton na maioria dos lagos, tanques, reservatórios e rios do Brasil, tanto em densidade quanto em número de espécies. Grande riqueza de espécies de rotíferos, por habitat, é encontrada em estudos de ciclo sazonal.

Na Represa de Jurumirim, estudos têm demonstrado a predominância do grupo Rotifera em relação a outros grupos constituintes do zooplâncton, tanto na zona lacustre da Represa (Nogueira, 1996; Mitsuka, 1998 e Panarelli, 1999) como na região de desembocadura do rio Paranapanema (Casanova, 2000; Panarelli, 2004; Mortari, 2009 e Nadai & Henry, 2009). Valores altos de médias de riqueza de espécies, em amostragens espaciais e temporais foram encontradas para o grupo Rotifera na zona de transição e de condições mais lênticas, no reservatório de Corumbá, Goiás. Em relação à abundância, os rotíferos só predominam quando não são consideradas as abundâncias das fases jovens (náuplios e copepoditos) de copépodos (Takahashi et al., 2009).

O Filo Rotifera compreende aproximadamente 2030 espécies conhecidas no mundo que são classificadas em 3 grupos, Seisonidae, espécies marinhas e o grupo Monogononta com 1570 espécies, e todas de água doce (Medeiros & Hadel, 1999; Segers, 2007 e Souza-Soares, 2011).

Em um trabalho realizado por José de Paggi & Koste (1995) foram adicionados 105 novos táxons para a região neotropical, incluindo o Brasil, aumentando o número de táxons de rotíferos para 624 espécies e subespécies registradas para a região zoogeográfica.

Atualmente, para o estado de São Paulo foram registradas 277 espécies, das quais 89 não havia registros, e este número está longe de ser o real porque em análises feitas com o n amostral de espécies e amostras não atingiram o grau de estabilidade de

espécies (Souza-Soares, 2011). Visto que, no presente estudo, entre lagoas marginais e açudes do noroeste paulista, 10 espécies (entre elas, 1 subespécie) apresentaram novas ocorrências para a região.

Das 22 famílias encontradas nos dois ambientes, Lagoas e Açudes, as mais representativas foram Lecanidae (52 táxons), Brachionidae (23 táxons) e Trichocercidae (23 táxons), tanto na estação seca quanto na chuvosa. Observação similar ocorreu em outras lagoas laterais ao rio Paranapanema (Casanova, 2005), no momento de reconexão das lagoas com o rio após um período de seca prolongada e nos estudos de Abra (2008) durante um período de conexão permanente e variação do fluxo hidrológico. Esse cenário também foi observado por autores que estudaram a planície de inundação do Alto Rio Paraná, entre eles Bonecker et al. (1998), que investigou a composição e ocorrência de táxons de diferentes formas e tamanhos, em dois ambientes distintos e Aoyagui & Bonecker (2004), que coletou dados na área aberta de 28 locais, entre eles, rios, lagoas abertas e isoladas. Os dados encontrados, também corroboram com estudos da fauna de rotíferos em 19 corpos de água (naturais e artificiais) do alto rio Tietê (Lucinda et al., 2004).

A maioria dos trabalhos considera pontos de amostragem na região pelágica dos lagos e reservatórios (de onde a referem descrição de maior parte das espécies, ou mais comumente, os gêneros de rotíferos), negligenciando importantes microhabitats presentes em regiões litorâneas, em meio à macrófitas, ambientes rasos, além dos rios que são insatisfatoriamente amostrados (Oliveira-Neto & Moreno, 1999).

Apenas os táxons de ocorrência accidental, isto é, esporádica, foram exclusivos da zona pelágica (11 táxons) e litorânea (71 táxons) nas duas estações amostradas.

Os táxons da família Brachionidae habitaram as duas zonas dos locais amostrados, sendo mais frequentes e com médias de abundâncias maiores que os táxons da família Lecanidae, família com maior riqueza na zona litorânea, com exceção dos 5 táxons que tiveram ocorrência acessória na zona pelágica (*Lecane bulla*, *L. cornuta*, *L. curvicornis* e *L. papuana*). Situação semelhante foi encontrada por Almeida et al. (2006) em estudos da zona pelágica e litorânea de um reservatório raso de Pernambuco. De acordo com os autores Oliveira-Neto & Moreno (1999), quando o reservatório apresenta ou sofre mistura completa, depara-se com a ocorrência de algumas espécies do gênero *Lecane*, principalmente de *Lecane bulla* e *L. curvicornis*.

Dajoz (1983) relata que nas regiões marginais dos lagos ocorre o chamado “efeito de borda” por ser uma zona de transição, apresentando uma fauna mais rica que nas biocenoses adjacentes, cujas espécies se misturam.

As espécies dos gêneros *Lecane* e *Lepadella* foram encontradas principalmente na zona litorânea, entre as macrófitas aquáticas, caracterizando-se como rotíferos não-planctônicos (Bonecker et al., 1998).

Algumas espécies tipicamente litorâneas são ocasionalmente encontradas na região pelágica, isto ocorre devido ao estabelecimento de táxons planctônicos e não-planctônicos em área aberta com vegetação marginal ou submarginal. Na zona pelágica se observou grande quantidade de espécies não-planctônicas, cujos indivíduos podem ter sido trazidos do fundo por ação dos ventos, principalmente no período chuvoso, ou carreados a partir da margem, por intensas precipitações.

Diversos estudos têm demonstrado que a ocorrência de táxons não-planctônicos pode ser devido ao aumento do nível fluviométrico e principalmente a presença ou ausência de vegetação litorânea (Shiel, 1986; José de Paggi, 1993; Bonecker et al., 1998 e Almeida et al., 2006).

O estabelecimento de ambas, espécies planctônicas e não-planctônicas, na zona pelágica de lagoas ou ambientes rasos, com vegetação marginal indicam que diferentes nichos estão sendo ocupados, e isto pode ocorrer pela diferença nos recursos alimentares ou características limnológicas. De acordo com Pjeler & Berzins (1995) muitos táxons não são restritos a um único tipo de habitat.

Baseado no *checklist* de rotíferos em vários ambientes de água doce do estado de São Paulo (Souza-Soares, 2011), pode-se ressaltar alguns táxons, como *Euchlanis dilatata larga* (Família Euchlanidae); *Ascomorpha agilis* (Gastropodidae); *Lecane armata* e *Lecane eutarsa* (Família Lecanidae); *Lepadella* (*Heterolepadella*) *apsicora* e *Lepadella* (*Lepadella*) *patella persimilis* (Família Lepadellidae); *Microcodon clavus* (Família Microcodidae); *Cephalodella hollowdayi*, *Cephalodella mira* e *Cephalodella tenuiseta* (Família Notommatidae). Esses táxons apresentaram um índice de constância accidental e em sua grande maioria na zona litorânea. São novos registros para o estado de São Paulo e devemos reforçar a importância de estudos qualitativos incluindo a zona litorânea dos ambientes.

A abundância absoluta dos rotíferos não apresentou diferença significativa entre as estações amostradas, mas entre os Açudes de Pindorama (P9) e os Açudes de Vicentinópolis (P1) e Planalto (G3) e entre os Açudes de Onda Verde (G6) e Vicentinópolis (P1). Na análise de SIMPER, o Açude de Pindorama (P9) também apresentou altos valores de dissimilaridade com o Açude de Planalto (G3), e as espécies *Keratella tecta*, *Polyarthra vulgaris* e *Hexarthra intermedia intermedia* contribuindo com aproximadamente 70% dessa dissimilaridade. *K. tecta* é uma espécie comum e cosmopolita (Ruttner-Kolisko, 1974) e *P. vulgaris* é uma espécie também euritêmica, ocorrendo em águas ricas em oxigênio (Infante, 1988), residentes, mais aptos e persistentes, sobrevivendo em condições inóspitas (Falótico, 1993), espécie cosmopolita, ocorrendo em diferentes corpos d'água (Piva-Bertoletti, 2001). Esta espécie se destacou também pela frequência e abundância em todos os ambientes estudados, Açudes e Lagoas marginais, o que também foi destacado por Panarelli et al. (2003), Casanova (2005) e Abra (2008), em estudos realizados em Lagoas marginais ao rio Paranapanema.

No geral, o Açude de Vicentinópolis (P1) apresentou uma abundância absoluta baixa e alta diversidade em relação aos Açudes de Pindorama (P9) e Onda Verde (G6), que tiveram as maiores abundâncias e os menores valores de diversidade, embora a diversidade entre esses Açudes não tenha apresentado diferença significativa. Além disso, os Açudes de Pindorama e Onda Verde apresentaram maior predominância de menor número de famílias, em relação ao Açude de Vicentinópolis (P1) e Planalto (G3).

De acordo com o Índice de Estado Trófico (IET), descrito por Carlson (1977), o Açude de Pindorama (P9), ao longo do ano, foi classificado como eutrófico a hipereutrófico e o Açude de Onda Verde (G6), ao longo do ano, de oligotrófico a hipereutrófico. Já os Açudes de Vicentinópolis (P1) e Planalto (G3) apresentaram uma classificação ultraoligotrófica na estação chuvosa, sendo que, o segundo Açude apresentou características mais eutróficas na estação seca.

Os Açudes de Pindorama e Onda Verde estão inseridos em propriedades rurais sofrendo, portanto, influência direta dos usos de fertilizantes utilizados na lavoura. Segundo Tundisi & Matsumura-Tundisi (2008), o aumento de nitrogênio e fósforo produzido pela atividade humana acelera acentuadamente a eutrofização natural dos ambientes. Estes Açudes são integrantes da mesma bacia hidrográfica, Turvo Grande (UGRHI 15), e de acordo com o relatório fornecido pela Cetesb em 2003 (Anexo 1),

esta bacia apresentava o pior índice de qualidade da água para proteção da vida aquática, com 49% ruim e 17% péssima, totalizando 61% de baixa qualidade e as piores condições entre as 5 bacias (UGRHIs) representadas neste trabalho.

A presença de mata ciliar ao longo dos ambientes aquáticos pode promover uma proteção às comunidades aquáticas. Garcia et al. (2007) encontraram altas concentrações de mercúrio nos tecidos do zooplâncton em lagos boreais sem a presença de mata ciliar.

Segundo Margalef (1986), os rotíferos aumentam em densidade numérica quando as condições tendem a eutrofização. Altas densidades zooplânctônicas podem ser relacionadas a condições tróficas, e a eutrofização é um processo em corpos de água que influenciam fortemente a comunidade zooplânctônica e está geralmente associada a um aumento na densidade de organismos oportunistas, assim como os rotíferos e fases jovens de crustáceos (Rocha et al., 1995; Pinto-Coelho et al., 1999; Almeida et al., 2009).

A riqueza e a diversidade de espécies apresentou diferença significativa entre alguns ambientes, entre eles o Açude de Magda (G5) e os dois Açudes de Matão (G9.2 e G9.3). O Açude de Macaubal (P2) diferiu em sua riqueza de espécies do Açude de Magda e das Lagoas marginais, com exceção da Lagoa do Barbosa.

A riqueza de espécies no Açude de Matão (G9.2) também diferiu das três Lagoas marginais (Mian, Poço das Pedras e Barbosa) e o Açude 3 de Matão também diferiu das Lagoas marginais, com exceção da Lagoa do Barbosa.

Os Açudes de Magda e as Lagoas do Mian e Poço das Pedras foram os ambientes que obtiveram as maiores médias de riqueza e índices de diversidade e os Açudes de Matão (G9.2 e G9.3) e Macaubal, mostraram as menores médias para os dois atributos populacionais.

Ecótono é descrito como uma zona de transição entre sistemas ecológicos adjacentes com uma série de características definidas exclusivamente por escala espacial e temporal e pela intensidade das interações entre sistemas ecológicos adjacentes (Holland, 1988). Nas regiões marginais dos rios e lagos o ecótono é constituído, muitas vezes, por uma faixa de plantas aquáticas que diferem na sua diversidade, estrutura e dimensão (Henry, 2003). Segundo o mesmo autor, os ecótonos lênticos variam espacial e temporalmente em função de alterações hidrológicas

determinadas pela pluviosidade, topografia e declividade de terraço litorâneo e áreas terrestres junto ao ambiente lacustre e também pelos processos de erosão e deposição de sedimentos.

Os açudes de Matão (G9.2 e G9.3) e de Macaubal (P2) são ambientes com ausência ou reduzida presença de macrófitas aquáticas, portanto o ecótono da interface terra/água caracterizam-se por baixa diversidade e redução na abundância de macrófitas aquáticas, levando a uma menor heterogeneidade ambiental. De acordo com alguns autores (Duggan et al. 1998; Krebs, 2001; Pinto-Coelho, 2002), as seleções de habitats pelos organismos podem ser influenciadas pela heterogeneidade de micro-habitats e a criação de nichos ecológicos. A zona litorânea também se distingue pela maior oferta de alimento, proteção contra predação, estabilidade química e física da água e menor influência da mistura da água (Duggan et al., 1998) e amortização da ação do vento. Apesar de alguns esforços nos estudos de seletividade de habitats, de acordo com Keppeler & Hardy (2004), a seleção de habitats e quais elementos influenciam nesta seletividade é um dos processos ecológicos menos conhecidos.

O Açude de Magda (G5) caracteriza-se por grande diversidade vegetal e abundância de bancos de macrófitas, o que determinou um maior registro de espécies litorâneas neste Açude, embora não apresente conectividade com rios de grandes ordens, a diversidade de macrófitas e consequente heterogeneidade de ecótonos demonstrou ser um fator determinante para altos valores de riqueza de espécies de rotíferos neste ambiente, com médias significativamente diferentes e mais elevadas até que as Lagoas marginais, com variados graus de conectividade com o rio Paranapanema.

Alguns autores (Canfield et al., 1984; Scheffer, 2001) publicaram a relação entre comunidades zooplancônicas e várias macrófitas, diferindo na porcentagem de cobertura, densidade ou biomassa (Conde-Porcuna, 2000; Tessier et al., 2004). Um fator que influencia a seletividade de habitat do zooplâncton é a disponibilidade de áreas das macrófitas que são potencialmente colonizáveis, o qual é alta em plantas estruturalmente mais complexas. Em ambientes naturais, uma combinação de vários predadores ocorre, como vertebrados e invertebrados, e seu sucesso na captura de presas depende do aumento na complexidade estrutural (variáveis morfométricas) e espacial dos bancos de macrófitas (Warfe & Barmuta, 2004; Van de Meutter et al., 2005).

Segundo Naiman et al. (1988 *apud* Ward et al. 1999), a biodiversidade máxima é postulada pelo “combinação ótima de *patch* e habitats de borda”, assim baixos níveis de frequências de ecótonos com manchas homogêneas grandes fornecem habitats pequenos para espécies de borda e em altos níveis de frequências de ecótonos, habitats substanciais de bordas são providos, porém manchas de tamanhos menores excluem espécies de interiores. Nos Açudes de Matão e Macaubal, as áreas de borda são homogêneas e com pouquíssima cobertura vegetal, não havendo uma combinação entre distribuição dos rotíferos e área de borda e pela proposta do modelo de Naiman et al. (1988), talvez esse seja um fator que explique a baixa diversidade obtida nesses açudes e alta diversidade obtida no Açude de Magda.

Pinel-Alloul (1995) sugere que, em lagos os processos abióticos tenham primordial controle ambiental da heterogeneidade espacial do zooplâncton a longa escala temporal, sendo que processos biológicos têm grande importância, mas em menores escalas. Processos biológicos podem ter sido dominantes na distribuição, abundância e diversidade de rotíferos em ambientes rasos e de pequeno porte como os Açudes estudados.

Aoyagui (2007) estudou a importância e contribuição da zona litorânea na composição e diversidade de espécies em seis ambientes distribuídos pela planície de inundação do alto rio Paraná, e reforçou que a zona litorânea é mais biodiversa que a zona pelágica e o mesmo foi encontrado por Almeida et al. (2006) estudando pequenos reservatórios no estado de Pernambuco.

A maior contribuição na riqueza de espécies foi visível na zona litorânea, mesmo que não testadas estatisticamente, percebemos uma maior contribuição de táxons nessa zona. Pennak (1978) afirma que a maioria das espécies do plâncton ocorre em ambas às zonas, litorâneas e pelágicas, caracterizando-se como planctônicas facultativas.

No geral, a região litorânea dos ambientes estudados apresentou os maiores valores de diversidade e riqueza de espécies, e frequentemente maiores valores desses atributos do zooplâncton, e em especial dos rotíferos são encontrados nessa região em diferentes ambientes (Bonecker & Lansac-Tôha, 1996; Henry, 2003; Lucinda et al. 2004; Lansac-Tôha et al., 2004; Almeida et al., 2006; Castilho-Noll et al., 2010); ressaltando novamente que o Açude de Magda, com grande diversidade e abundância de macrófitas evidencie a migração horizontal como resposta a predação e melhores condições ambientais (José de Paggi; 1993 e 1995); entretanto, a região pelágica do

Açude de Magda apresentou maiores valores de diversidade e equitabilidade, principalmente na estação chuvosa, o que podemos supor que esta região está sendo abastecida por espécies planctônicas facultativas.

De acordo com a Hipótese do Distúrbio Intermediário, a maioria dos ecossistemas está longe de ser um clímax ou equilíbrio dinâmico ou em estado estável (Connell, 1978), em conformidade com a Teoria da Sucessão Ecológica, que postula a mudança gradual na composição de espécies, demonstram um possível distúrbio intermediário e conseqüente teoria da sucessão. A substituição na predominância de Famílias encontradas nas Lagoas marginais, fato que ocorreu entre as duas estações do ano (seca e chuvosa); pode ser uma evidência das hipóteses propostas acima.

Segundo a mesma teoria do distúrbio, complementada pela sucessão evidenciam-se que é necessário um determinado intervalo de tempo, e como já caracterizado por Alan (1976) e ressaltado por Guntzel et al. (2000), as populações de rotíferos são oportunistas e compostas de espécies sensíveis e com respostas rápidas às mudanças ambientais.

De acordo com a hipótese, o tempo de ocorrência e a intensidade da perturbação, devem abranger níveis médios de distúrbios, e desse modo, após os eventos restabelecer uma comunidade estruturada (Connell, 1978).

Uma vez que este equilíbrio é atingido, algumas espécies são eliminadas através da competição por nichos, alimento e predação. Nas lagoas marginais, ocorrem distúrbios moderados, assim podemos inferir que tais eventos favorecem o não-equilíbrio e alta diversidade de espécies, em um conjunto de fatores bióticos e abióticos, como foi observado por Mortari (2009) em estudos espaço-temporal de Cladocera na Lagoa do Camargo, lateral ao rio Paranapanema. Isto explicaria também a baixa riqueza e diversidade da Lagoa do Barbosa, ambiente com conexão limitada com o rio Paranapanema visto o grande banco de macrófitas (*Echinochloa polystachya*) e ressaltado por Henry et al. (2011) em estudos da riqueza e abundância do plâncton em diferentes situações hidrológicas em lagoas laterais ao rio Paranapanema.

As diferenças significativas entre diversidade e riqueza nos Açudes e Lagoas marginais com diferentes graus de conectividade com o rio Paranapanema podem se relacionar à terminologia de comunidades não-interativas, predominantes em locais com distúrbios altos e moderados, recursos escassos e são fortemente influenciadas por

fatores abióticos, enquanto que comunidades interativas caracterizam-se por fortes interações bióticas, níveis baixos de distúrbios e recursos abundantes, ambas as situações evitam a exclusão de espécies e favorecem o estabelecimento da diversidade (Connell, 1978; Lewis, 1992 *apud* Ward et al. 1999) A diversidade tende a ser menor em ecossistemas controlados fisicamente (isto é, sujeitos à limitação intensa de fatores físicos e químicos) e alta em ecossistemas controlados biologicamente (Odum, 2001).

O grau de conectividade também é um fator determinante da biodiversidade máxima, portanto, grande conectividade resulta em variabilidade ambiental e, por conseguinte maior biodiversidade local e regional. Como recomendado por Ward et al. (2002), estudos de conectividade em diversos sistemas de rios podem fornecer uma visão considerável no nível dos processos funcionais de paisagem.

A conectividade do ponto de vista hidrológico se refere ao grau em que migrações populacionais, movimentos de dispersão, nutrientes, matéria e outras substâncias atravessam os ecótonos (Welcomme, 1979; Amoros and Roux, 1988; Schiemer and Spindler, 1989; Obrdlik and Fuchs, 1991; Gibert et al., 1997; Ward, 1998a).

Um aumento no gradiente perturbação e conectividade permitem condições ótimas para uma maior variedade de espécies (Ward et al., 1999), embora a conectividade hidrológica possa ser contraditória (Amoros & Bornette, 2002) e exercer influências negativas ou positivas, variando em função das características e níveis tróficos populacionais (Ward et al., 1999).

Vários autores já relacionaram o grau de conectividade e os atributos de rotíferos, sendo constatada a maior abundância em ambientes com menor grau de conexão com o rio e a maior riqueza de espécies em ambientes com grandes conexões laterais a ambientes lóticos (Aoyagui & Bonecker, 2004; Lansac-Tôha et al., 2004; Martins & Henry, 2004 e Casanova, 2005), entretanto, a situação observada por estes autores citados acima contradiz a encontrada por José de Paggi & Paggi (2008), onde altos valores de abundância e riqueza foram observados em uma lagoa desconectada por longos períodos do pulso hidrológico habitual e grande tempo de residência da água, localizada no sistema planície de inundação no Médio rio Paraná (Argentina).

Segundo José de Paggi & Paggi (2008) a conectividade não pode ser avaliada apenas pelo grau de conexão do rio com ambientes lacustres laterais, mas também pela morfometria, caracterização física e biológica do canal que liga os ambientes adjacentes

ao rio, que podem ser curtos no comprimento e largura, contudo apresentar uma heterogeneidade ambiental, enriquecendo a fauna lacustre do recrutamento de novos organismos e da eclosão de ovos de dormência.

A Lagoa do Barbosa, ambiente mais isolado, também apresentou maior similaridade da abundância em relação às outras Lagoas do estudo, como no caso da Lagoa Poço das Pedras, com um grau elevado de conectividade com o rio Paranapanema, apresentou maior dissimilaridade entre os períodos de amostragem, este fato pode corroborar ainda mais a hipótese do distúrbio intermediário, sendo que apenas duas espécies (*Polyarthra vulgaris* e *Kellicottia bostoniensis*) contribuíram com mais de 85% dessa similaridade. Ambientes com baixa conectividade e distúrbios são controlados pela oferta de recursos alimentares e heterogeneidades de habitats, favorecendo a abundância de espécies que competem melhor por recursos e se sobrepõem sobre as outras.

As variáveis abióticas também sofrem influência do grau e tipo de conectividade, e como foi observado por Granado & Henry (2012) o aumento da largura do canal de conexão da Lagoa do Camargo, lateral ao rio Paranapanema que antes apresentava baixa conectividade com o rio e após ação humana de alargamento do canal resultaram em maior similaridade das características físicas e químicas às do rio Paranapanema e outra lagoa com grande conexão a ele (Lagoa Coqueiral).

Na análise de Correlação Canônica (ACC ou CCA), segundo o total da porcentagem de explicabilidade dos eixos (33,6%) concluímos que a variabilidade dos preditores ambientais entre as estações do ano, seca e chuvosa, não foram determinantes da abundância das espécies principais; no entanto, alguns fatores como oxigênio dissolvido, pH, nitrogênio total e condutividade elétrica obtiveram altas correlações. Além desses fatores, material em suspensão mostrou-se bem correlacionado com os eixos canônicos.

As espécies *Keratella americana*, *Synchaeta pectinata*, *Keratella cochlearis*, *Kellicottia bostoniensis* e *Anuraeopsis fissa* obtiveram maiores correlações com os eixos, embora pouco expressivas. O terceiro eixo da análise de correspondência canônica (ACC) foi o que correlacionou significativamente entre as variáveis ambientais e as abundâncias das espécies de rotíferos, e a espécie com maior correlação positiva a esse eixo foi *Keratella americana* e negativa a espécie *Anuraeopsis fissa*.

A abundância da espécie *K. americana* obteve maior correlação positiva com as variáveis da condutividade e nitrogênio. A correlação desta espécie foi mais pronunciada entre os Açudes, caracterizando ambientes diferenciados entre si e com amplas faixas de variação das variáveis ambientais, sendo que alguns dos locais correlacionados se caracterizam como ambientes eutróficos (Câmara, 2011). O grau de trofia também pode explicar a correlação negativa da espécie *Anuraeopsis fissa* com as variáveis ambientais da Condutividade e Nitrogênio dos Açudes, pois esta espécie se caracteriza como indicadora de ambientes mais oligotróficos.

K. americana também se correlacionou com a condutividade elétrica; esta variável ambiental foi diretamente correlacionada com os ambientes (Açudes e Lagoas) e estações (seca e chuvosa), que no geral apresentaram altos valores.

A condutividade elétrica foi diretamente correlacionada com os ambientes (alguns açudes e lagoas) e estações (seca e chuvosa), e a espécie *K. americana* também apresentou o mesmo padrão de correlação que a condutividade elétrica, sendo assim, esta espécie esteve abundante em ambientes com valores mais altos de condutividade elétrica, já as espécies *Synchaeta pectinata* e *Keratella cochlearis* estiveram correlacionadas com valores intermediários de condutividade elétrica.

Alguns autores (Keppeler & Hardy, 2004; Casanova, 2005; Aoyagui, 2006) também encontraram correlações entre a condutividade elétrica e a abundância do zooplâncton. José de Paggi & Paggi (2008) encontraram correlações entre o pH, a condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido e a abundância de espécies zooplanctônicas.

Segundo Bērzinš & Pjler (1989), o nível trófico e alta produção levam a um aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido na água devido à atividade fotossintética, mas também pode causar depleção do oxigênio por altas taxas de respiração. Algumas espécies correlacionadas com ambientes eutróficos, como *Polyarthra vulgaris* e *Keratella cochlearis* (ocorreram em nossos estudos), são registradas em uma ampla faixa de variação do oxigênio dissolvido, por isso, não há uma certeza na caracterização do estado trófico nos ambientes correlacionando apenas com esta variável ambiental.

De acordo com Gannon & Stemberger (1978), os organismos zooplanctônicos estão associados às condições ambientais porque respondem rapidamente as mudanças.

Sládeček (1983), estudando rotíferos como bioindicadoras na antiga Tchecoslováquia, caracterizou-as de acordo com os índices de saprobia, isto é, a quantidade de material orgânico em decomposição por microrganismos aquáticos. Neste contexto, a espécie *Anuraeopsis fissa* foi classificada como oligosapróbia, portanto indicadora de ambientes mais oligotróficos ou com menor influência dos processos de decomposição da matéria orgânica.

A diversidade de relações bióticas em uma dada localidade parece ser a ferramenta fundamental para o desenvolvimento de estratégias da manutenção da viabilidade das comunidades naturais (Thompson, 2005).

A relevância deste trabalho tornou-se ainda mais significativa frente ao fato de que fornecerá subsídios imprescindíveis para estudos futuros visando à elaboração de estratégias para conservação/manutenção de comunidades. Os rotíferos, bem como outros grupos zooplanctônicos, participam como bioindicadores dentro de um valioso contingente biológico, que, no ritmo atual, tende a uma diminuição ainda mais significativa em curto período de tempo.

7. Conclusões

- Os Açudes foram mais influenciados por fatores externos, do que as Lagoas marginais que apresentam maior área. Eventos de pequenas magnitudes proporcionam maiores alterações nas características físicas, químicas e biológicas da massa d'água dos Açudes do que esses mesmos eventos atuando em ambientes maiores, como as Lagoas marginais. Assim, os Açudes apresentam uma dinâmica que reflete uma combinação de fatores externos e internos e a alternância deles ao longo do tempo.
- Notamos que a zona litorânea apresenta características peculiares e não podemos generalizar em padrões as variações em relação aos fatores físicos e químicos, dentro do mesmo ambiente e entre locais diferentes.
- A abundância de rotíferos esteve correlacionada com os níveis tróficos dos ambientes, sendo maior em ambientes com tendências a eutrofização. A riqueza e diversidade de espécies estiveram fortemente correlacionadas com a presença e diversidade de macrófitas aquáticas evidenciando a seletividade de hábitats.

- Ecótonos, conectividade hidrológica e sucessão ecológica desempenham papéis importantes na estruturação da heterogeneidade espaço-temporal levando à alta biodiversidade de espécies.
- Não houve diferença temporal significativa entre os ambientes de estudo e os atributos populacionais, porém houve diferenças de acordo com a heterogeneidade espacial influenciada pelo entorno (litoral mata ou pasto), e também pela presença e diversidade de macrófitas aquáticas e conservação da zona litorânea.
- Os preditores ambientais não demonstraram grandes correlações que distinguisse a abundância de espécies ordenada entre Açudes e Lagoas, mas reforçou conclusões relacionadas aos graus de trofia dos ambientes.

8. Referências Bibliográficas

- Abra, J. 2008. **Variação sazonal da composição, abundância e diversidade de rotíferos na Lagoa do Coqueiral, lateral ao rio Paranapanema em sua zona de desembocadura na Represa Jurumirim, SP.** Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP.
- Allan, J. D., 1976. Life history patterns in zooplankton. **American Naturalist**, 110: 165-180.
- Almeida, V.L.S., Larrazábal, M.E.L., Moura, A.N., Melo Júnior, M. 2006. Rotífera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 96(4):445-451.
- Amoros; C. & Roux; A.L. 1988. Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. **In:** Schreiber; K.F. (Ed.) **Connectivity in Landscape Ecology**. Münstersche Geographische Arbeiten, Münster, Germany. 125-130.
- Amoros, C. & Bornette, G. 2002. **Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains.** – *Freshwater Biology*. 47: 761–776.
- Auer, B., U. Elzer & H. Arndt, 2004. **Comparison of pelagic food webs in lakes along a trophic gradient and with seasonal aspects: influence of resource and predation.** *Journal of Plankton Research* 26: 697–709.

- Aoyagui, A.S.M. & Bonecker, C.C. 2004. **Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity.** *Hydrobiologia*, 522: 281-290.
- Bērzinš, B. & Pjler, B. 1989. **Rotifer occurrence and trophic degree.** *Hydrobiologia* 182: 171-180.
- Biddanda, B. & Cotner, J.B. 2002. **Love handles in aquatic ecosystems: The role of dissolved organic carbon drawdown, resuspended sediments, and terrigenous inputs in the carbon balance of Lake Michigan.** *Ecosystems* 5: 431-445.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha & A. Staub, 1994. **Qualitative study of rotifers in different environments of the High Paraná river floodplain (MS), Brazil.** *Unimar* 16: 1-16.
- Bonecker, C.C. & Lansac-Tôha, F.A. (1996), **Community structure of rotifers in two environments of the high River Paraná floodplain (MS), Brazil.** *Hydrobiologia*, 325, 137-150.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha & D. C. Rossa, 1998. **Planktonic and nonplanktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil.** *Brazilian Archives of Biology and Technology* 41: 447-456.
- Bozelli, R.L.; Thomaz, S.M.; Roland, F. & Esteves, F.A. 1992. **Variações nictemerais e sazonais de alguns fatores limnológicos na represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo.** *Acta Limnol.Brasil.* 4: 53-66.
- Brandl, Z. 2005. **Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey.** *Hydrobiologia* (2005) 546:475–489.
- Canfield, D. E. J., J. V. Shireman, D. E. Colle & W. T. Haller, 1984. **Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes importance of aquatic macrophytes.** *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 497–501.
- Carlson, R.E. 1977. **A trophic state index for lakes.** *Limnology and Oceanography*, 22(2): 361-369.
- Carpenter, S. R.; Kitchell, J. F. & Hodgson, J. R.. 1985. **Cascading trophic interactions and lake productivity.** *BioScience* 35: 634–639.
- Casanova, S. M. C., 2000. **Distribuição longitudinal da comunidade zooplancônica na região de transição rio-reservatório (Rio Paranapanema-Represa de Jurumirim).** Master Sciences. Universidade Estadual Paulista,

- Botucatu, SP.
- Casanova, S. M. C. 2005. **Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotifera**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP. 255p.
- Castilho-Noll, M.S.M.; Câmara, C.F., Chicone, M.F. & Shibata, E.H. 2010. **Pelagic and littoral cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from reservoirs of the Northwest of São Paulo State, Brazil**. Biota Neotrop. 10(1):<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/en/abstract?article+bn00310012> 010.
- Christoffersen, K, B. Riemann, A. Klysner & M. Sondergaard, 1993. **Potential role of fish predation and natural population of zooplankton in structuring a plankton community in eutrophic lake water**. Limnology and Oceanography 38: 561–573.
- Conde-Porcuna, J. M., 2000. **Relative importance of competition with Daphnia (Cladocera) and nutrient limitation on Anuraeopsis (Rotifera) population dynamics in a laboratory study**. Freshwater Biology 44: 423–430.
- Connell, J., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – Science **199**: 1302–1309.
- Cornell, H.V. and Lawton, J.H. 1992. ‘**Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective**’, J. Anim. Ecol., 61, 1–12.
- Dajoz, R. 1972. **Ecologia geral**. Vozes: Editora USP, São Paulo. 474p.
- Dajoz, R. 1983. **Ecologia geral**. Petrópolis, Vozes. 472p.
- De Smet, W.H. & Pourriot, R. 1997. Rotifera: The Dicranophoridae (Monogononta) and The Ituridae Vol 5. **In: Dumont, H. J. F. (Ed.) Guides to the identification of the macroinvertebrates of the Continental Waters of the World**. - SPB Academics, The Hague. 344p.
- Downing, J. A. & Cyr, H. 1986. **Quantitative estimation of epiphytic invertebrate populations**. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1570-1579.
- Duggan, I. C., J. D. Green, K. Thompson & R. J. Shiel, 1998. **Rotifers in relation to littoral ecotone structure in Lake Rotomanuka, North Island, New Zealand**. Hydrobiologia 387/388: 179-197.

- Esteves, F. de A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. 2ed. Rio de Janeiro, Interciência. 602p.
- Falótico, M.H.B. 1993. **Características limnológicas e aspectos da composição e distribuição da comunidade zooplancônica em sua fase de enchimento (Reservatório de Samuel – Rondônia)**. Dissertação (Mestrado em Ciências de Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 195p.
- Gannon, J. E. & Stemberger, R. S., 1978. **Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality**. Trans. Am. Microsc. Soc., v.1, n. 97, p. 16-35.
- Garcia, E., Carignan, R. & Lean, D.R.S. 2007. **Seasonal and inter annual variations in methyl mercury concentrations in zooplankton from boreal lakes impacted by deforestation or natural forest fires**. Environ.Monit.Assess., 131: 1-11.
- Gavilán-Díaz, R.A. **Limnologia comparativa de três lagoas neotropicais da bacia do Magdalena Médio Santandereano (Colômbia), com ênfase no estudo da diversidade da comunidade zooplancônica e sua relação com a dinâmica hidrológica do sistema regional**. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos, SP. 174p.
- Gibert, J., Mathieu, J., and Fournier, F. (Eds). 1997. **Groundwater:Surface Water Ecotones : Biological and Hydrological Interactions**. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohnstad (eds), 1978. **Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters**. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh.
- Granado, D.C. & R. Henry. 2008. **The influence of the hidrologic pulse on the water physical and chemical variables of lateral lakes with different connection levels to Paranapanema River in the mouth zone at Jurumirim Reservoir**. Acta Limnol. Bras., 20(4): 265- 275.
- Granado, D.C. & R. Henry. 2012. **Changes in abiotic characteristics of water in the Paranapanema River and three lateral lagoons at mouth zone of the Jurumirim Reservoir during the flood period, São Paulo, Brazil**. Lat. Am. J. Aquat. Res., 40 (1): 79-89.

- Green, J., 1972. Freshwater ecology in the Mato Grosso, Central Brazil. III. **Associations of Rotifera in meander lakes of the rio Suiá Missú.** Journal of Natural History 6: 220-241.
- Güntzel, A. M.; Rocha, O.; Espíndola, E. L. G. & Rietzler, A. C., 2000. Diversidade do zooplâncton de lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: I Rotifera. Cap. 16. **In:** Santos, J. E.; Pires, J. S. R. (Eds.) **Estação ecológica de Jataí – Vol. 2.** São Carlos: RiMa. p. 537-557.
- Hansson, L. A. 1992. **The role of food-chain composition and nutrient availability in shaping algal biomass development.** Ecology. 73: 241–247.
- Henry, R., 2003. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim. **In** Henry, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos.** São Carlos: Rima Editora, p.1-28.
- Henry, R., 2005. **The connectivity of the Paranapanema River with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim Reservoir.** Acta Limnol. Bras., 17(1): 57 – 69.
- Henry, R. & Nogueira, M.G. 1999. A Represa de Jurumirim (São Paulo): Primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental. **In:** Henry, R. (ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** FAPESP. FUNDIBIO. Botucatu. p.: 651-685.
- Henry, R.; Panarelli, E. A.; Casanova, S. M. C.; Suiberto, M. R.; Afonso, A.A. De O., 2005. Interações Hidrológicas entre Lagoas Marginais e o rio Paranapanema na sua zona de desembocadura na Represa de Jurumirim. **In:** Nogueira, M. G., Jorcin, A. & Henry, R. (Org.). **Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata.** São Carlos: RiMa Editora. p. 57- 82.
- Henry, R.; Panarelli, E.A.; Casanova, S.M.C.; Granado, D.C.; Mortari, R.C. & Abra, J. 2011. **Plankton Richness And Abundance In Several Different Hydrological Situations In Lakes Lateral To A River: A Case Study In The Mouth Zone Of A Tributary Into A Tropical Reservoir.** Oecologia Australis. 15 (3): 537-558.

- Hessen, D.; Faafeng, B. A. & Brettum, P.. 2003. Autotroph : Herbivore biomass ratios: Carbon deficits judged from plankton data. **Hydrobiologia** 491: 167– 75.
- Holland, M.M. 1988. **SCOPE/MAB technical consultations on clandscap boudaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones**. Biology International, Special Issue, 17: 47-106.
- Infante, A.G. 1988. El plâncton de las águas continentales. Washington: The general secretariat of the organization of American States, 125p.
- Jeppesen, E.; Jensen, M.; Søndergaard, M.; Laurindsen, T.L.; Pedersen, L. J. & L. Jensen, 1997. **Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth**. *Hydrobiologia* 342/343: 151-164.
- Jeppesen, E.; Jensen, J.P.; Jensen, C.; Faafeng, B.; Hessen, D.O; Søndergaard, M; Laurindsen, T.L.; Brettum, P.I. & Christoffersen, K. .2003. The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in lakes: Study of 466 lakes from the temperate zone to the Arctic. **Ecosyst.** 6: 313–325.
- José de Paggi, S., 1993. **Composition and seasonality of planktonic rotifers in limnetic and littoral regions of a floodplain lake (Paraná river system)**. *Hydrobiol. trop.*, 26 (1), 53-63.
- José De Paggi, S. & Koste, W. 1995. **Additions to the checklist of rotifers of the superoder monogononta recorded from Neotropis**. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, Leipzig, v. 80, 133-140p.
- José de Paggi, S. & Paggi, J.C. 2008. **Hydrological Connectivity as a Shaping Force in the Zooplankton Community of Two Lakes in the Paraná River Foodplain**. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93 (6): 659-678.
- Junk, W. J. 1980. **Áreas inundáveis: um desafio para a Limnologia**. *Acta Amazônica*, 10(4): 775-795.
- Junk, W.J. 1997. **The central amazon floodplain: ecology of a pulsing system**. Springer-Verlag, Berlin, 525 p.
- Keller, W. & Conlon, M. 1994. **Crustacean zooplankton communities and lake morphometry in pre-Cambrian shields**. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 2424–2434.
- Keppeler, E. C. & E. R. Hardy, 2004. **Abundance and composition of Rotifera in an abandoned meander lake (Lago Amapá) in Rio Branco, Acre, Brazil**. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 233-241.

- Koste, W. 1978a. **Rotatoria**- Die Redertiere Mitt Leuropas – I Text Band. 237p.
- Koste, W. 1978b. **Rotatoria** - Die Redertiere Mitt Leuropas – II Text Band. 237p.
- Koste, W & Jose De Paggi, S. J., 1982. **Rotifera of the Superorder Monogononta recorded from Neotropis**. Gewässer and Abwässer, 68/69: 71-102.
- Krebs, Ch. J., 2001. **Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance**. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 734 pp.
- Kronka, F.J.N.; Matsukuma, C.K.; Nalon, M.A.; Delcali, I.H.; Rossi, M.; Mattos, I.F.A.; Shin-Ike, M.S. & Pontinhas, A.A.S.. 1993. **Inventário florestal do Estado de São Paulo**. Instituto Florestal: São Paulo.
- Kuczyńska-Kippen, N. 2003. **The distribution of rotifers (Rotifera) within a single *Myriophyllum* bed**. Hydrobiologia **506-509**: 327-331.
- Kuczyńska-Kippen, N. & Nagengast, B. 2003. **The impact of the spatial structure of hydromacrophytes on the similarity of rotifera communities (Budzyńskie Lake, Poland)**. Hydrobiologia 506-509: 333-338.
- Lansac-Tôha, F. A., L. F. M. Velho & C. C. Bonecker, 2003. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplancônica. In: Thomaz, S. M. & L. M. Bini (eds), **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Eduem, Maringá: 231-242.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker & L. F. M. Velho, 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Backhuys Publishers, Leiden: 145-190.
- Lucinda, I.; Moreno, I. H.; Melão, M. G. G. & Matsumura-Tundisi, T., 2004. Rotifers in freshwater habitats in the Upper Tietê River Basin, São Paulo State, Brazil. **Acta Limnológica Brasiliensia**, 16(3):203-224.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F. 1988. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. John Wiley & Sons: New York.
- Magossi, E. 2005. Produção canavieira busca mais espaço. Jornal O Estado de São Paulo. Publicado em 8/11/2005. Disponível em: <http://www.abas.org>
- Makarewicz, J. C. & Likens, G. E. 1975. **Niche analysis of a zooplankton community**. Science 190: 1000-1003.

- Mackereth F. J. H., J. Heron & J. F. Talling, (eds), 1978. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater Biological Association, Windermere.
- Maier, M.H. 1978. **Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos**. Bol. Inst. Pesca, 5:75-90.
- Margalef, R., 1986. Ecologia. Ediciones Omega. Barcelona, 951p.
- Martins, G. M. & Henry, R., 2004. Composição e abundância do zooplâncton em três lagoas laterais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo). **In:** Chelappa, S. & Passavante, J. Z. O. **Ecologia Aquática Tropical**. Natal: Ed. ServGraf. p. 53-72.
- Medeiros, L. R. A.; Hadel, V. F. Rotífera. 1999 **In:** MIGOTO, A. E.; TIAGO C. G. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: Edusp, cap.3, 79-85p.
- Merriam, G. 1984. **Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscapes**. Proceedings of the International Association for Landscape Ecology, 1, 5–15.
- Merten, G. H. & Minella, J. P. 2002. **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura**. Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent. Porto Alegre, v.3, n.4.
- Mortari, R.C. 2009. **Distribuição espaço-temporal de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) em uma lagoa subtropical lateral ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura na Represa de Jurumirim/SP)**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista. Instituto de Biociências de Botucatu. Botucatu, SP, Brasil. 172p.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 1993. **Wetlands**. 2ed., Van Nostrand Reinhold, New York.
- Mitsuka, P.M. 1998. **Empobrecimento da comunidade zooplânctônica após passagem pela Barragem da Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema – SP)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP. 237p.
- Nadai, R. & Henry, R. 2009. **Temporary fragmentation of a marginal lake and its effects on zooplankton community structure and organization**. Brazilian Journal of Biology, 69: 819-835.

- Naiman, R.J., De'camps, H., Pastor, J., and Johnston, C.A. 1988. **'The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems'**, J. North Am. Benthol. Soc., 7, 289–306.
- Naiman, R.J.; Magnuson, J.J.; Mcknight, D.M.; Stanford, J.A. 1995. **"The freshwater imperative"**. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Necchi, O.JR. & Pascoaloto, D. 1993. **Seasonal dynamics of macroalgal communities in the Preto River basin, São Paulo, southeastern Brazil**. Arch Hydrobiol. 129: 231-252.
- Necchi Jr, O.; Branco, L.H.Z. & Branco, C.C.Z. 1996. **Análise nictemeral e sazonal de algumas variáveis limnológicas em um riacho no noroeste do Estado de São Paulo**. Acta Limnol.Brasil., 8: 169-182.
- Neiff, J.J. 1990a. **Ideas para la interpretación ecológica del Paraná**. Interciencia, vol. 15, no.1, 424-441p.
- Neiff, J.J. 2003. Planícies de Inundação são Ecótonos? **In: Henry, R. (ed). Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RiMa Editora, 29-45p.
- Neill, C.; Deegan, L.A.; Thomas, S.M. & Cerri, C.C.. 2001. **Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small amazonian streams**. Ecological Applications, Washington, 11 (6): 1817-1828.
- Neves, I. F., Rocha, O., Roche, K. F. & Pinto, A. A., 2003. **Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of rotifera and cladocera diversity**. Braz. J. Biol., 63 (2): 329-343.
- Nogueira, M.G. 1996. **Composição, abundância e distribuição espaço-temporal das populações planctônicas e das variáveis físico-químicas na Represa de Jurumirim, Rio Paranapanema – SP**. Tese (Doutoramento) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos-SP. 439p.
- Nogueira, M.G. & Matsumura-Tundisi, T. 1996. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. Acta Limnologica Brasiliensia. 8: 149-168.
- Nogueira, M. G.; George, D. G. & Jorcin, A. 2003. Estudo do zooplâncton em zonas litorâneas lacustres: um enfoque metodológico. **In: HENRY, R. ed. Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos, RiMa. p.83-126.

- Nogrady, T. & R. Pourriot, 1995. Rotifera: The Notommatidae and The Scardiidae. Vol.3 **In: Dumont, H. J. F. (Ed.). Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world** - SPB Academics, The Hague 248p.
- Nogrady, T. & Segers, H., 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae. Vol. 6 **In: Dumont, H. J. F. (Ed.) Guides to the identification of the macroinvertebrates of the Continental Waters of the World**. 343p.
- Obrdlik, P. & Fuchs, U. 1991. **'Surface water connection and the macrozoobenthos of two types of floodplains on the upper Rhine'**, Regul. Rivers, 6, 279–288.
- Odum, E.P. 2001. **Fundamentos de ecologia**. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian. 927p.
- Oliveira-Neto, A.L. & Moreno, I.H. 1999. **Rotíferos. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. Invertebrados de água doce** (C.A. Joly & C.E.M. Bicudo, coord.). FAPESP, São Paulo, v. 4.
- Pace, M. L. 1984. **Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus–chlorophyll *a* relationship**. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1089–1096.
- Pinto-Coelho, R.M, Coelho, M.M., Espírito-Santo, MM. & Cornelissen, TG., 1999. Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica no lago da Pampulha, Belo Horizonte – MG. **In: Henry, R. (ed.). Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: Fapesp/Fundibio, pp. 553-572.
- Pinto-Coelho, RM., 2002. *Fundamentos em Ecologia*. Porto Alegre: Artmed. 252 pp.
- Piva-Bertoletti, S.A.E. 2001. **Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplancônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo**. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo. 253p.

- Panarelli, E.A. 1999. **Flutuações de curto prazo das populações zooplanctônicas na Represa Jurumirim (Zona de Barragem), Rio Paranapanema, SP.** Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP. 367p.
- Panarelli, E. A.; Casanova, S. M. C.; Nogueira, M. G.; Mitsuka, P. M. & Henry, R., 2003. A comunidade zooplanctônica ao longo de gradientes longitudinais no rio Paranapanema/Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). **In:** Henry, R. (Org.) **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos.** São Carlos: RiMa. p.129-160.
- Panarelli, E. A., 2004. **Flutuações mensais da comunidade zooplanctônica e dinâmica das populações de Cladocera em lagoas marginais, na região de transição Rio Paranapanema - Represa de Jurumirim (SP).** Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP. 247p.
- Paloheimo, J.E., 1974. **Calculation of instantaneous birth rate.** Limnol. Oceanogr. 19, 692- 694.
- Pinel-Alloul, P., 1995. **Spatial heterogeneity as a multiscale characteristic of zooplankton community.** Hydrobiologia, 300/301(1): 1573-5117.
- Pjeler, B. & Berzins, B., 1995. **Relation to habitat in rotifers.** *Hydrobiologia*, 313/314, 267-278.
- Pennak, R. W., 1978. **Freshwater invertebrates of the United States – Second edition.** John Wiley & Sons, New York.
- Pompeo, M.L.M., Henry, R. & Moschini-Carlos, V. 1999. Ecologia de *Echinochloa polystachia* do Rio Paranapanema – SP, Brasil. **In:** Henry, R. (ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu; Ed. FAPESP/FUNDIBIO. p.: 737-767.
- Pontin, R. M. 1978. **Freshwater planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles.** Ambleside: Fresh. Biol. Assoc. Scientific. Publ., 178p.
- Post, D.; Pace, M. L. & Hairston, Jr. N. G. 2000. Ecosystem size determines food-chain length in lakes. **Nature** 405: 1047– 1049.
- Postel, S. & Carpenter., S.R. 1997. “Freshwater ecosystem services”. Pages 195-214 in G. Daily , editor. Nature's services. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Bogardi, J. L. 1974. **“Sediment Transport in Alluvial Streams”.** Akademiai, Kiado, Budapest, 826p.

- Prepas, E. E. 1984. Some statistical methods for the design of experimental and analysis of samples. In: Downing, J. A. & Rigler, F. H. (eds.). **A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters**. IBP. Blackwell Scientific Publications. London. p.: 266-335.
- Raffaelli, D.; Hall, S.; Emes, C. & Manly, B. 2000. **Constraint on body size distributions: an experimental approach using a small-scale system**. *Oecologia* 122: 389-398.
- Ram, A.S.P.; Nair, S. & Chandramohan, D. 2003. **Seasonal shift in net ecosystem production in a tropical estuary**. *Limnology and Oceanography*. 48 (4): 1601-1607.
- Raspopov, I.M., Andronikova, I.N., Dotsenko, O.N., Kurashov, E.A., Letanskaya G.I., Panov, V.E., Rychkova, M.A., Telesh, I.V., Tchernykh, O.A. & Vorontsov F.F. 1996. **Littoral zone of Lake Ladoga: ecological state evaluation**. *Hydrobiologia* 322: 39-47.
- Rigler, F.H. & Downing, 1984. The calculation of the secondary productivity, p.19-58. In: Downing, J.A. & Rigler, F.H. (Eds.) **A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwater**. (IBP Handbook, 17). Oxford, Blackwell Scientific, London.
- Rocha, O., S. Sendacz & T. Matsumura-Tundisi, 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: Tundisi, J. G., C. E. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds), **Limnology in Brazil**. Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society, São Paulo: 155-165.
- Holland, M.M. (Compilador) 1988. **SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones**. Biology International. Special Issue 17: 47-106.
- Ruttner-Kolisko, A., 1974. **Plankton rotifers: biology and taxonomy**. E. Schweizerbart Scheverlapbuch handlung, Stuttgart.
- Sarnelle, O. 1992. **Nutrient enrichment and grazer effects on phytoplankton in lakes**. *Ecology* 73: 551-560.
- Scheffer, M., 1999. **The effect of aquatic vegetation on turbidity: how important are the filter-feeders?** *Hydrobiologia* 409: 307-316.

- Scheffer, M., 2001. **Ecology of Shallow Lakes**. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 357p.
- Schiemer, F. and Spindler, T. 1989. '**Endangered fish species of the Danube River in Austria**', Regul. Rivers, 4, 397–407.
- Schindler, D.W. 1978. **Factors Regulating Phytoplankton Production and Standing Crop in Worlds Freshwaters**. Limnology and Oceanography. 23 (3): 478-486.
- Schriver, P., J. Bogestrand, E. Jeppesen & M. Sondergaard. 1995. **Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton phytoplankton interactions: Large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake**. Freshwater Biology. 33: 255–270.
- Scully, N. M.; Leavitt, P. R. & Carpenter, S. R. 2000. **Century-long effects of forest harvest on the physical structure and autotrophic community of a small temperate lake**. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57(Suppl. 2), 50-59.
- Segers, H., 1995. Rotifera: The Lecanidae. Vol. 2. **In: Dumont, H. J. F. (Ed.) Guides to the identification of the macroinvertebrates of the Continental Waters of the World**. - SPB Academics, The Hague. 226 p.
- Segers, H., 2007. **Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution (Zootaxa 1564)**. Magnolia Press. Auckland. New Zealand. 104p.
- Sládeček, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia**, 100: 169-201.
- Souza-Soares, F.; Tundisi, J.G. & Matsumura-Tundisi, T.M. 2011. **Checklist de Rotifera de água doce do Estado de São Paulo, Brasil**. Biota-Neotropica. 11(1a): 000-000.
- Stansfield, J.H.; Perrow, M.R.; Tench, L.D.; Jowitt, A.J.D. & Taylor, A.A.L. 1997. **Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure**. Hydrobiologia 342/343: 229-240.
- Steedman, R. J. & Kushneriuk, R. S. 2000. **Effects of experimental clearcut logging on thermal stratification, dissolved oxygen, and lake trout**

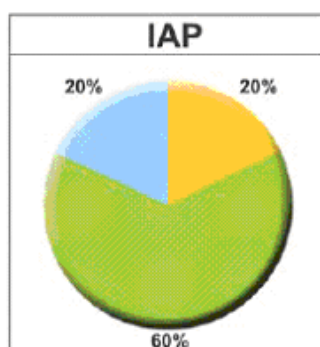
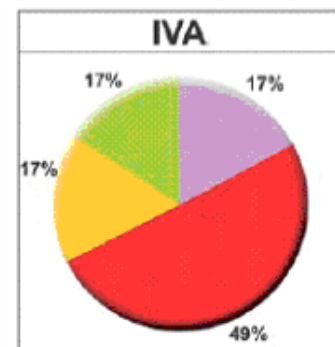
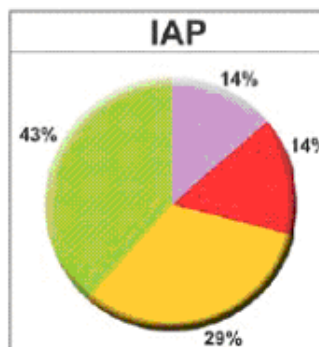
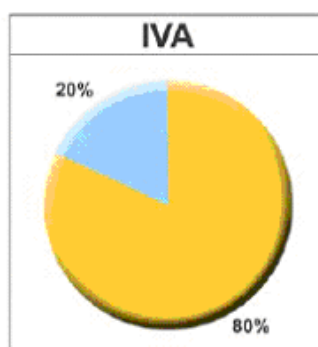
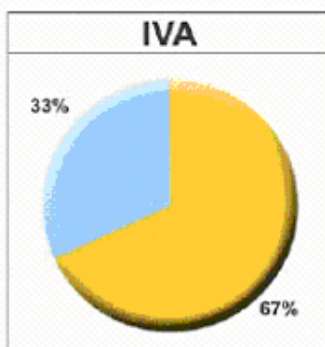
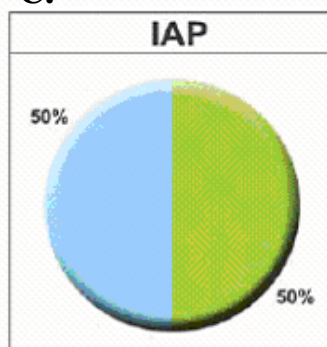
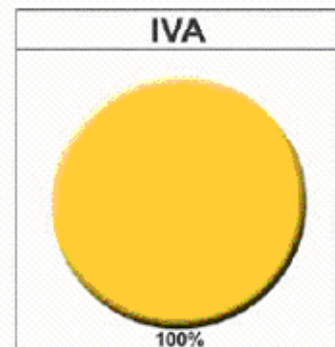
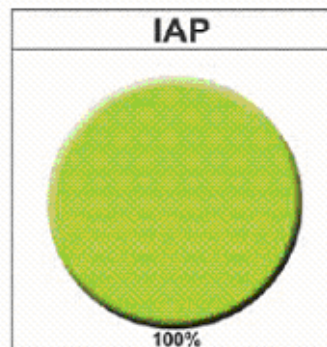
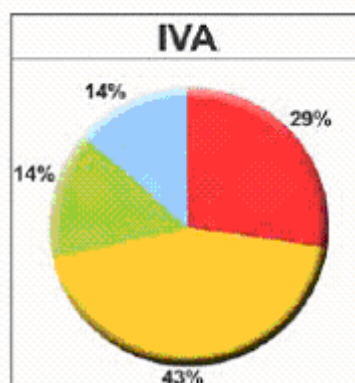
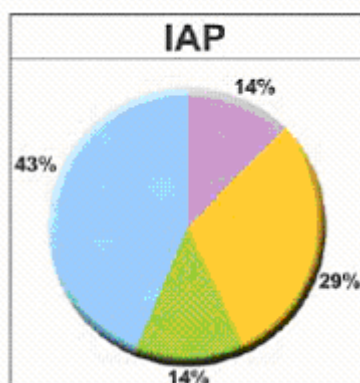
- (*Salvelinus namaycush*) habitat volume in three small boreal forest lakes.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57(Suppl. 2), 82-91.
- Shiel, R. J. (1986), Zooplankton of the Murray-Darling system. **In:** ed. B.R. Davies & K.F. **The Ecology of River Systems, Walker.** Monogr. Biol., 60, 661-677.
- Straskraba, M. & Tundisi, J. G. 2000. Gerenciamento da qualidade da água de represas. **In:** Tundisi, J. G. ed. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos.** São Carlos, ILEC/IEE. v.9, 280p.
- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. A., 1960. **Manual of seawater analysis.** Bull. Fish. Res. Bd. Can., 25:1-185.
- Takahashi, E.M.; Lansac-Tôha, F.A.; Dias, J.D.; Bonecker, C.C. & Velho, L. F.M. 2009. **Spatial variations in the zooplankton community from the Corumbá Reservoir, Goiás State, in distinct hydrological periods.** Acta Scientiarum. Biological Sciences, 31(3): 227-234.
- Taniguchi, G.M., D.C. Bicudo & P.A.C. Senna. 2004. **Abiotic variables in littoral-limnetic of an oxbow lake of Mogi-Guaçu River Floodplain, Southeastern, Brazil.** Braz. Arch. Biol. Tecnol., 47(6): 961-971.
- Teixeira, C. & Kutner, M. B., 1962. Plankton studies in a mangrove environment. I – First assessment of standing stock and ecological factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 12:101-124.
- Tessier, C., A. Cattaneo, B. Pinel-Alloul & G. Galanti, 2004. **Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Canada (Italy).** Journal of Limnology 63(2): 190–198.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M.. And Bozelli, R.L., 2007. **Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems.** Hydrobiologia, vol. 579, no. 1, p. 1- 13.
- Thompson, J.N. **The geographic mosaic of coevolution.** Chicago Univ. Press, Chicago, 443p., 2005.
- Tundisi, J.G. 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. **In:** Henry, R. (ed.) **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.** Botucatu, SP: FUNDIBIO/Fapesp. 19-38.
- Tundisi, J.G. & Matsumura-Tundisi, T. 2008. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 631p.

- Van de Meutter, F., R. Stoks & L. De Meester, 2005. **Spatial avoidance of littoral and pelagic invertebrate predators by Daphnia**. *Oecologia* 142: 489–499.
- Veiga Filho, A. de A. 2006. **Expansão da agroindústria sucroalcooleira: nova configuração para São Paulo**. APTA Notícias. Publicado em 6/2/2006. Disponível em: <http://www.apta.sp.gov.br/noticias>.
- Ward, J. V. 1989. **The four-dimensional nature of lotic ecosystems**. – J. N. Am. Benthol. Soc. 8: 2–8.
- Ward, J.V. 1998a. **‘A running water perspective of ecotones, boundaries, and connectivity’**, *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 26, 1165–1168.
- Ward JV, Tockner K, Schiemer F. 1999b. **Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity**. *Reg Rivers Res Manage* 15:125–39.
- Ward JV, Malard F, Tockner K. 2002a. **Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors**. *Landscape Ecol.* 17(Supl 1):35–45.
- Warfe, D. M. & L. A. Barmuta, 2004. **Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species**. *Oecologia* 141: 171–178.
- Welcomme, R.L. 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. Longman, London.
- Wetzel, R.G., 1993. **Limnologia**. Second Ed. Saunders College Publishing.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 1991. **Limnological analysis**. 2ed. New York, Springer-Verlag. 491p.
- Winterbourn, M.J. & Lewis, M.H. 1975. Littoral fauna. **In**: Jolly, V.H. & Brown, M.A. (Eds), **New Zealand Lakes**. Auckland University Press. Auckland: 271-280.
- Woynarovich, E., 1985. **Manual de piscicultura**. Brasília: CODEVASF, 71 p.

Sites visitados:

- CIIAGRO online: Instituto Agrônômico. Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br>>. Acesso em: janeiro de 2012.
- CETESB. Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br . Acesso em: agosto de 2011.

Anexos

A.**B.****C.****D.****E.**

Legenda:

QUALIDADE: PÉSSIMA RUIM REGULAR BOA ÓTIMA

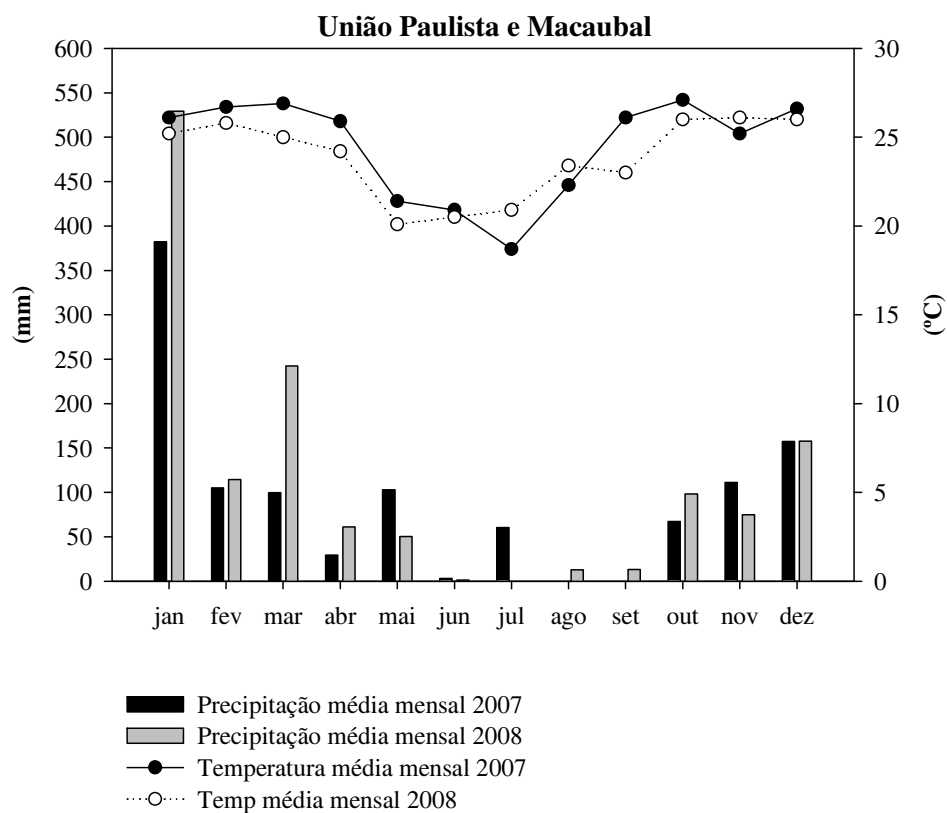
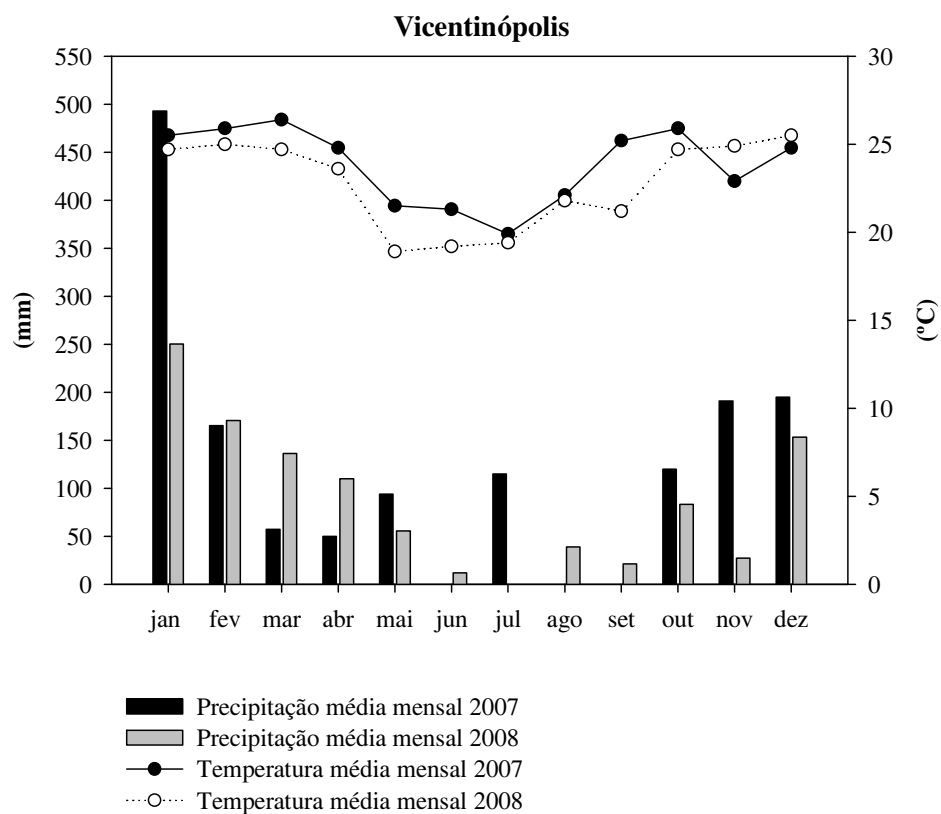
Fonte: Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2003, CETESB/2004

Anexo 1 - Distribuições percentuais do Índice de Qualidade de Água para Fins de Abastecimento Público – **IAP** e Índice de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática - **IVA**, referentes ao ano de 2003, nas Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHI). **A.** UGRHI 14 Alto Paranapanema (lagoas marginais) **B.** UGRHI 15 Turvo Grande: P9 (Pindorama) e G6 (Onda Verde); **C.** UGRHI 16 Tietê Batalha: G1 (Novo Horizonte) e G9 (Matão); **D.** UGRHI 18 São José dos Dourados: G5 (Magda); **E.** UGRHI 19 Baixo Tietê: P1 (Vicentinópolis), P2 (Macaubal), G3 (Planalto) e G4 (União Paulista).

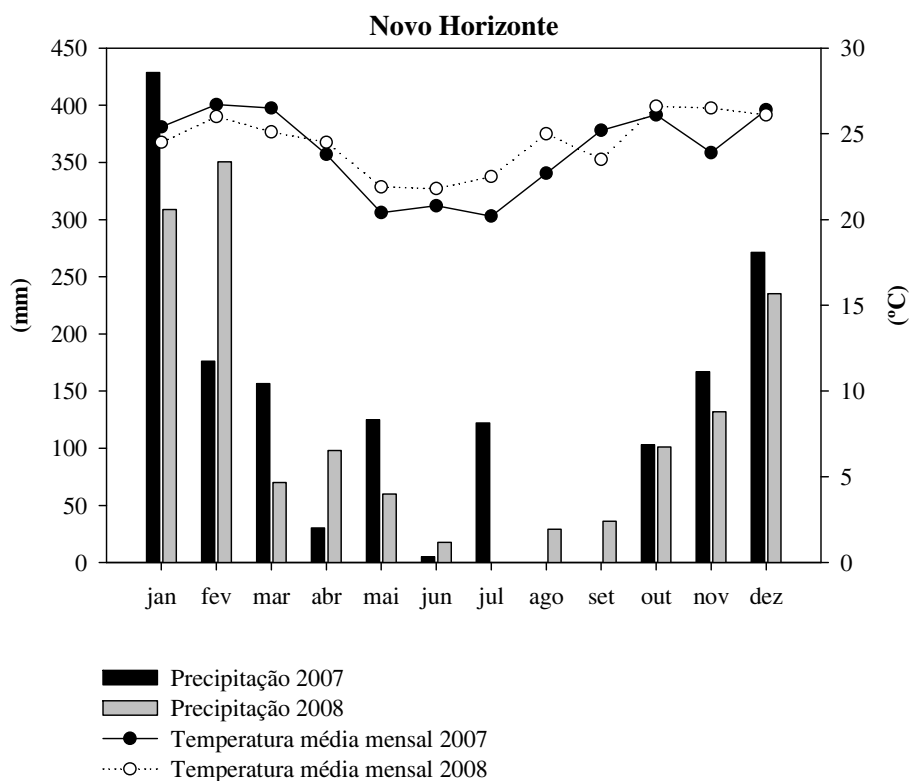
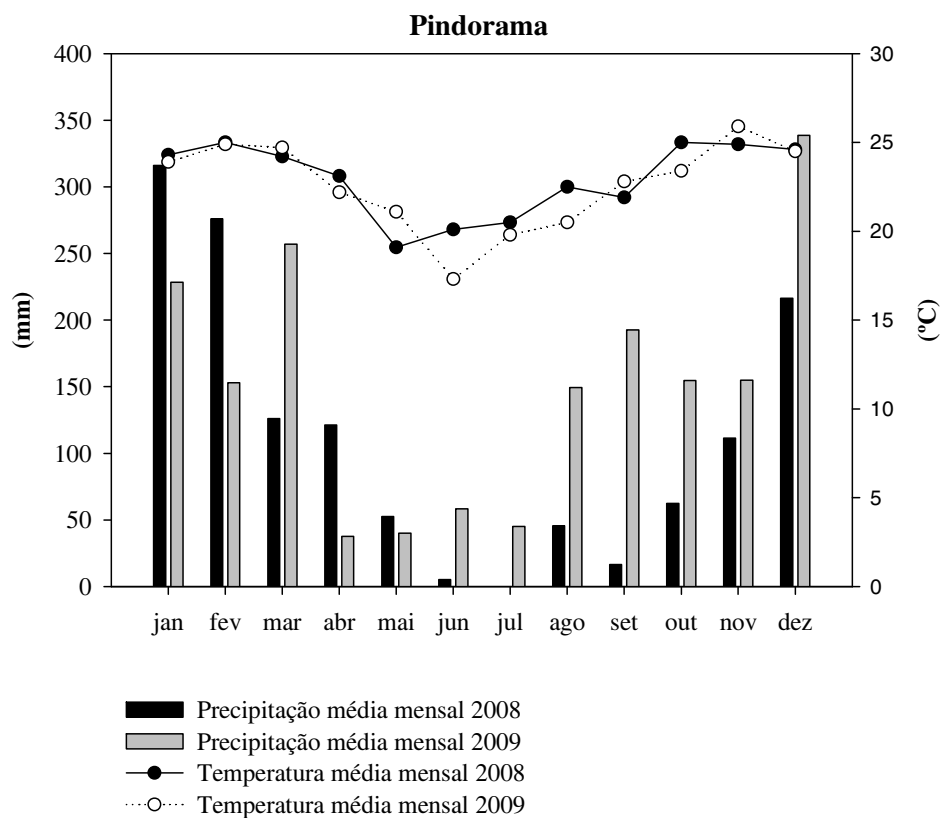
[illegible]

[illegible]

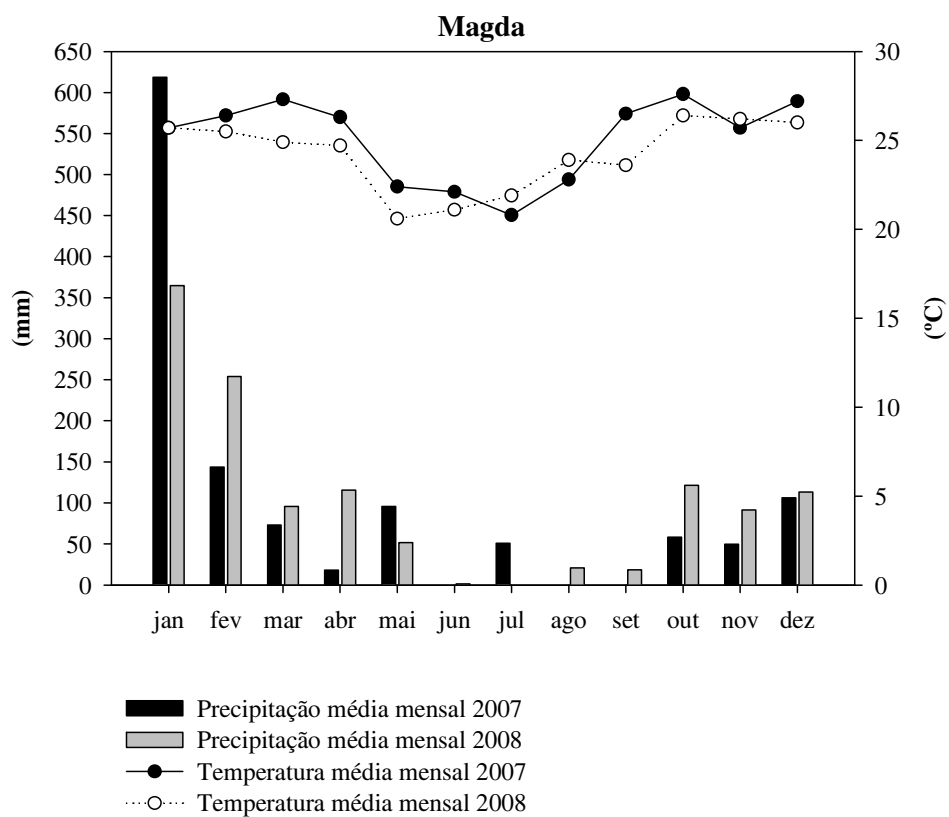
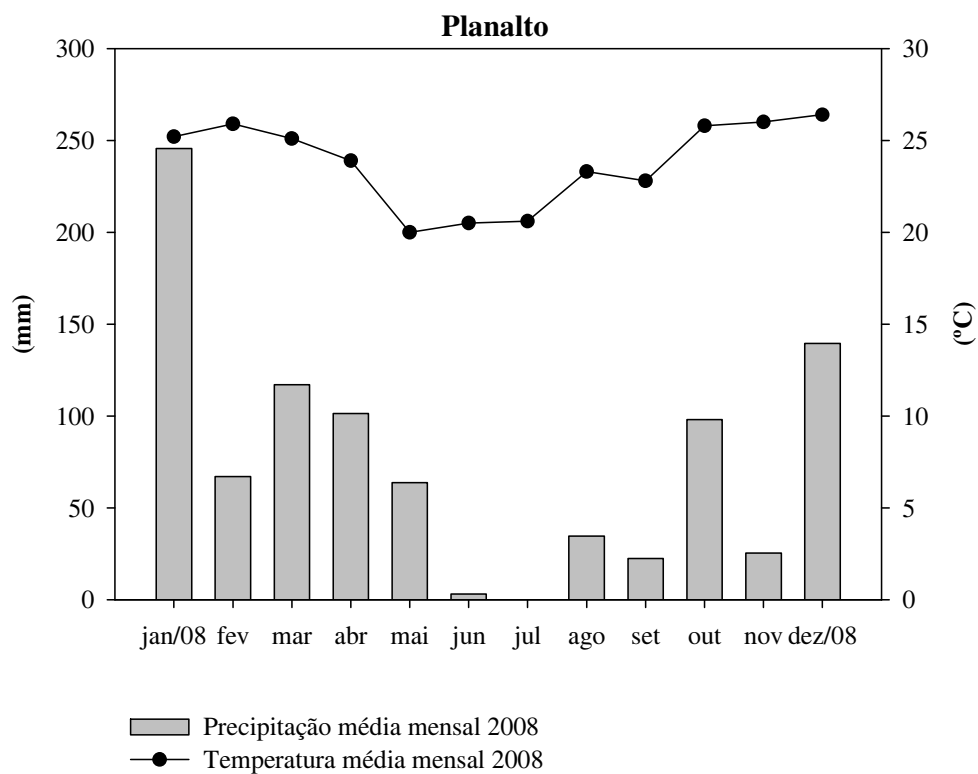
[illegible]



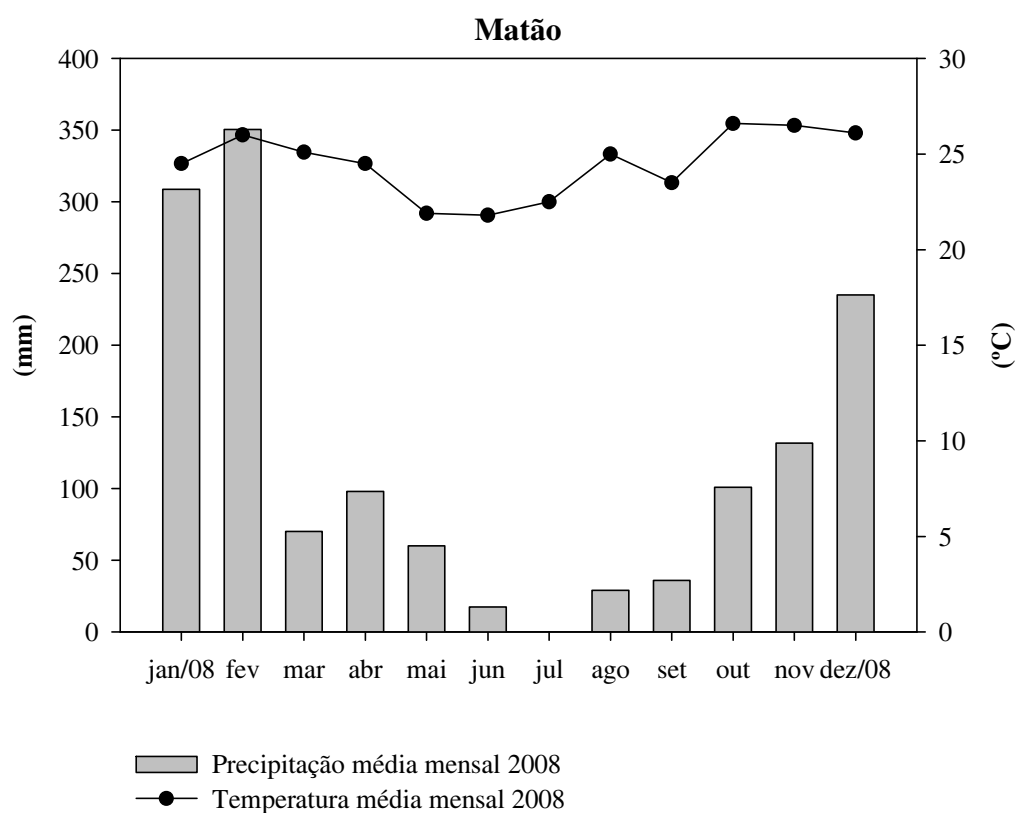
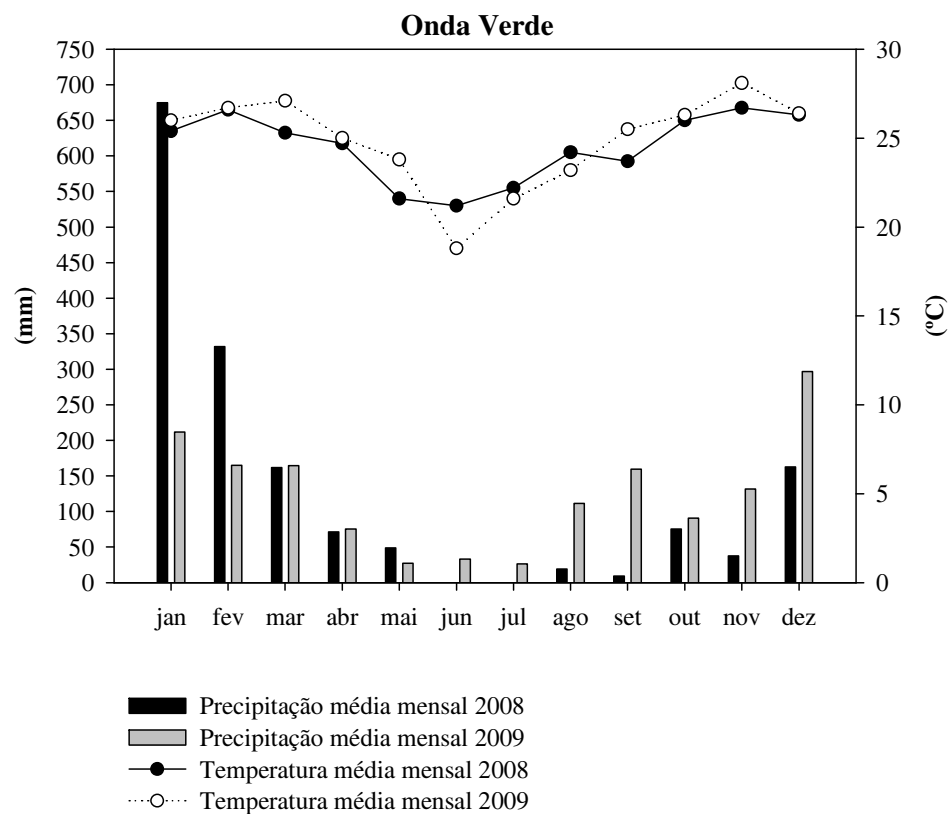
Anexo 3. Precipitação média mensal (mm) e Temperatura média mensal (°C) nos Açudes de Vicentinópolis (P1), União Paulista (G4) e Macaúbal (P2), nas estações seca (outubro de 2007) e chuvosa (abril de 2008). **Fonte:** CIIAGRO



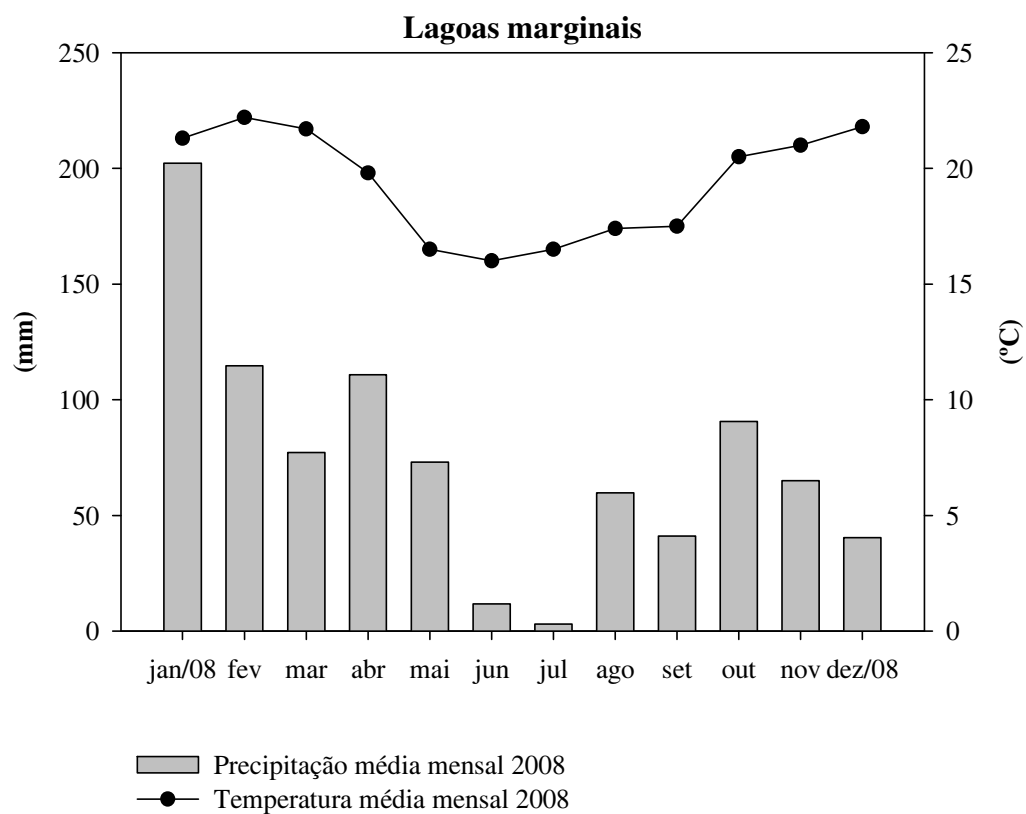
Anexo 4. Precipitação média mensal (mm) e Temperatura média mensal (C°) nos Açudes de Pindorama (P9), com coletas na seca de agosto de 2008 e chuvosa no mês de janeiro de 2009 e Novo Horizonte (G1), com coletas na seca de setembro de 2007 e chuvosa no mês de março de 2008. *Fonte:* CIIAGRO



Anexo 5. Precipitação média mensal (mm) e Temperatura média mensal (C°) nos Açudes de Planalto (G3), com coletas na chuvosa de abril de 2008 e na seca do mês de agosto de 2008, e Magda (G5), com coletas na seca de outubro de 2007 e chuvosa no mês de abril de 2008. **Fonte:** CIIAGRO



Anexo 6. Precipitação média mensal (mm) e Temperatura média mensal (°C) nos Açudes de Onda Verde (G6), com coletas na seca de agosto de 2008 e chuvosa do mês de janeiro de 2009, e Matão (G9.2 e G9.3), com coletas na chuvosa de abril de 2008 e na seca do mês de agosto de 2008. **Fonte:** CIIAGRO



Anexo 7. Precipitação média mensal (mm) e Temperatura média mensal (°C) nas Lagoas marginais, nas estações chuvosa (coletas no mês de fevereiro de 2008) e seca (coletas no mês de agosto de 2008). **Fonte:** CIIAGRO

2º Capítulo

Produtividade Secundária das principais espécies de Rotifera em uma lagoa marginal ao rio Paranapanema, na região de sua desembocadura na Represa Jurumirim (SP) e o Açude de Onda Verde na região noroeste do estado de São Paulo.

Resumo

O objetivo do presente trabalho foi analisar a produtividade das principais espécies de rotíferos em curtos períodos de tempo, comparando as estações e locais de amostragem. As coletas foram realizadas diariamente em pontos da região pelágica e mais central dos ambientes. A fim de detectar os fatores que influenciam a produtividade das espécies e conseqüentes populações de rotíferos, foram considerados os seguintes parâmetros: profundidade, perfil térmico da coluna, transparência da coluna, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, material em suspensão, nutrientes totais (nitrogênio e fósforo) e dissolvidos na água e, pigmentos totais (clorofila *a*). A abundância, biomassa e produtividade foram mais elevadas no Açude, ambiente mais estável hidrologicamente que a lagoa marginal. A lagoa tem ampla conexão com o rio onde ocorrem maiores trocas de material biótico e abiótico. Na lagoa, foram obtidos maiores valores de riqueza, diversidade e equitabilidade. Não houve diferenças temporais de produtividade na lagoa, podendo ser atribuídas a sua permanente conexão com o rio e a um período seco atípico durante o qual foram registrados elevados índices pluviométricos. Os descritores ambientais demonstraram correlações positivas e significativas com período seco e de baixa trofia, contrariamente ao relatado na literatura. As relações de alimento e predação parecem exercer forte influência na produtividade do Açude.

Abstract

The aim of this study was to determine the productivity of the main rotifer species over short periods of time, comparing the data for two seasons and the two environments. The samples were collected daily from different points of the surface and most central zones of the environments. In order to detect the factors influencing the productivity of the species and the resulting populations of the rotifers, the following parameters were taken into consideration: depth, water column thermal profile and transparency, dissolved oxygen, pH, electrical conductivity, suspended matter, total and dissolved nutrients (nitrogen and phosphorus) in the water, and total pigments (chlorophyll *a*). The abundance, biomass and productivity were highest in the Onda Verde reservoir, a more stable hydrological environment than the Poço das Pedras lake. The latter has an ample connection with the river, enabling a greater exchange of biotic and abiotic material. In the lake, higher values of richness, diversity and uniformity were obtained, when compared with the data from the reservoir. There were no temporal differences found in the productivity of the lake, which may be attributed to the permanent connection with the river and to an atypical dry period, during which unusually high rainfall indices were recorded. The environmental factors revealed significant positive correlations with the dry season and trophic status, unlike data related in the literature. Food and predation relationships appear to exert a strong influence on productivity in the Onda Verde reservoir.

1. Introdução

A biomassa é considerada o peso de matéria viva existente num dado momento podendo ser expressa por unidade de área ou volume (Begon et al., 2006). É um importante parâmetro das comunidades que permite inferências sobre a cadeia trófica, ciclagem de matéria e fluxo energia além de fornecer a real contribuição de cada espécie nos processos ecológicos (McCauley, 1984). A densidade é um atributo importante para descrever a estrutura do zooplâncton, mas a biomassa é a melhor variável para comparar ambientes e quantificar as interações tróficas das comunidades (Bozelli & Huzsar, 2003).

Alguns autores têm procurado relacionar a composição e densidade das espécies com o grau de trofia do ambiente (Gannon & Stemberger, 1978; Sendacz, 1984; Matsumura-Tundisi et al., 2002; Ferdous & Muktadir, 2009). Sob condições de enriquecimento de nutrientes, espécies de menores tamanhos, com ciclos de vida mais curtos, dietas mais amplas e taxas de reprodução mais rápidas (bactérias, protozoários e rotíferos) geralmente predominam na comunidade zooplanctônica.

Segundo Downing & Rigler (1984) o estudo da produtividade secundária em rotíferos pode nos fornecer importantes informações da elucidação da transferência de matéria e energia dentro de comunidades e ecossistemas, manejo racional dos recursos aquáticos e na detecção dos efeitos de poluição, além de propiciar a elaboração de teorias gerais sobre produtividade biológica. De acordo com os autores, os principais fatores controladores da produção e biomassa da comunidade zooplanctônica são a temperatura, o alimento e a qualidade do alimento, além de outros fatores como a predação, a concentração de oxigênio, a idade, o tamanho, o estado fisiológico, o crescimento, a imigração, a morte e a emigração dos indivíduos.

De maneira geral, a produtividade secundária é definida como a biomassa acumulada pelas populações heterotróficas por unidade de tempo em certa área ou volume, ou seja, a produção dos consumidores excluindo respiração e excreção (Edmondson & Winberg, 1971). Portanto, os estudos de produção secundária dizem respeito aos processos que envolvem consumo, transformação e utilização dos alimentos pelos animais, gerando um conhecimento que será a base para o entendimento da organização das comunidades naturais em termos de fluxo de matéria e energia, e da

habilidade dos diferentes tipos de ambientes produzirem e manterem populações de abundância e composição particulares (Melão, 1999).

Estudos de produtividade secundária são importantes, pois permitem o entendimento do ciclo de matéria e fluxo de energia na comunidade, detectando os efeitos de impactos ambientais, (como eutrofização, introdução de espécies exóticas) (Rocha et al., 1997). Através da comparação com outros estudos de biomassa e produtividade secundária pode-se ainda avaliar a regularidade nas comunidades ecológicas, fornecendo subsídios para o manejo de ecossistemas aquáticos (Rietzler et al., 2004). Apesar da importância das informações obtidas através dos dados de biomassa e produtividade secundária para a compreensão da dinâmica da matéria e energia dos ecossistemas aquáticos, estudos desta natureza são ainda escassos em regiões tropicais.

Nos reservatórios do Broa, Ponte Nova e Guarapiranga (Brasil), os rotíferos contribuíram com aproximadamente 20% da biomassa do zooplâncton, apesar de sua alta abundância (Matsumura- Tundisi et al., 1989; Sendacz et al., 2006). Entretanto, a biomassa de rotíferos representou 61% da biomassa do zooplâncton total no reservatório de Monjolinho (Okano, 1994).

Diversos autores, entre eles Dumont et al. (1975), Bottrell et al. (1976) e Culver et al. (1985), estimaram tanto a biomassa do zooplâncton em lagos, como em reservatórios temperados. Para os corpos de águas tropicais e subtropicais Burgis (1974), Saint-Jean (1983) e Hart (1987) efetuaram estudos similares em lagos e reservatórios africanos.

Embora os rotíferos sejam considerados dominantes na maioria dos lagos, reservatórios e rios do Brasil (Rocha et al., 1995), poucos são os estudos considerando aspectos como sua dinâmica populacional, biomassa e produtividade. Podemos citar alguns estudos sobre biomassa/produtividade no Brasil, como Wisniewski (1998) que examinou a distribuição espacial e a produtividade da comunidade zooplanctônica no Reservatório de Barra Bonita (SP); Melão (1999) e Melão & Rocha (2000, 2004 e 2006) realizaram estudos de biomassa e produtividade do zooplâncton na Lagoa Dourada (SP); Castilho & Arcifa (2000) realizaram um estudo sobre a produção de uma espécie de rotífero, *Brachionus plicatilis*, em uma lagoa costeira brasileira; Casanova et al. (2009) estudaram em 2001, a produtividade secundária de rotíferos após a restauração da conectividade hidrológica entre o rio e lagoas marginais de uma região do estado de São Paulo. Em ambientes laterais conectados aos cursos de rios, como as lagoas

marginais ao rio Paranapanema, susceptíveis a grandes alterações no nível da água, esses estudos ainda são ausentes. Bonecker et al. (2007) realizaram uma análise comparativa da biomassa do zooplâncton em reservatórios tropicais do sul do Brasil.

2. Objetivos

- Determinar os fatores físicos, químicos e biológicos da água do Açude de Onda Verde e da lagoa marginal Poço das Pedras nos períodos de amostragem;
- Calcular a biomassa e a produção secundária das espécies de rotíferos relativamente mais abundantes;
- Comparar as variações da produção entre os ambientes e nas estações seca e chuvosa.
- Definir possíveis relações dos fatores físicos, químicos e biológicos da água com a produtividade secundária de rotíferos;

3. Hipótese

- A influência hidrológica dos ambientes em estudo, um com caráter instável e outro estável, é fator determinante das variações na produtividade secundária de rotíferos.

4. Material e métodos

4.1. Locais de estudo e periodicidade de amostragem

As amostragens foram realizadas diariamente, durante 12 dias, em dois ambientes, o Açude Onda Verde e a lagoa Poço das Pedras, marginal ao rio Paranapanema. As amostragens foram realizadas em dois períodos: seco e chuvoso, e o ponto de coleta foi na região mais central de ambos os ambientes, na região pelágica. No Açude de Onda Verde, a amostragem no período seco estendeu-se de 20 a 31 de julho de 2009 e no período chuvoso, de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010. Na Lagoa Poço das Pedras, as coletas do período seco iniciaram em 29 de junho e terminaram em 10 de julho de 2009, enquanto no período chuvoso foi de 05 a 16 de abril de 2010.

4.2. Área de estudo

- Açude Onda Verde (G6)



Figura 1. Imagem aérea do Açude de Onda Verde. O símbolo amarelo indica o ponto de coleta na zona pelágica.

O Açude de Onda Verde está localizado no município de Onda Verde, na região noroeste do Estado de São Paulo. O clima desta região é caracterizado por uma estação seca (maio a setembro) e outra chuvosa (outubro a abril). A cobertura vegetal da região era constituída de floresta estacional semi-decidual e savana. Encontra-se atualmente com 9% da área original, tendo sido substituída por pastagens, por cultura diversas e/ou áreas urbanas.

O Açude de Onda Verde está dentro da Fazenda São João, propriedade de Fischer S.A. Comércio, Indústria e Agricultura (**Figura 1.**). O manancial que abastece o Açude é um afluente do Ribeirão São João. O Açude foi construído há muitos anos para

regular a vazão e possibilitar a captação de água. Há mata ciliar em todo o entorno do Açude e na sua proximidade, existe predomínio de cultura de *Citrus*.

Este Açude apresenta macrófitas submersas e macrófitas flutuantes como *Eichhornia azurea* e *Salvinia auriculata*.

- **Lagoa Poço das Pedras**

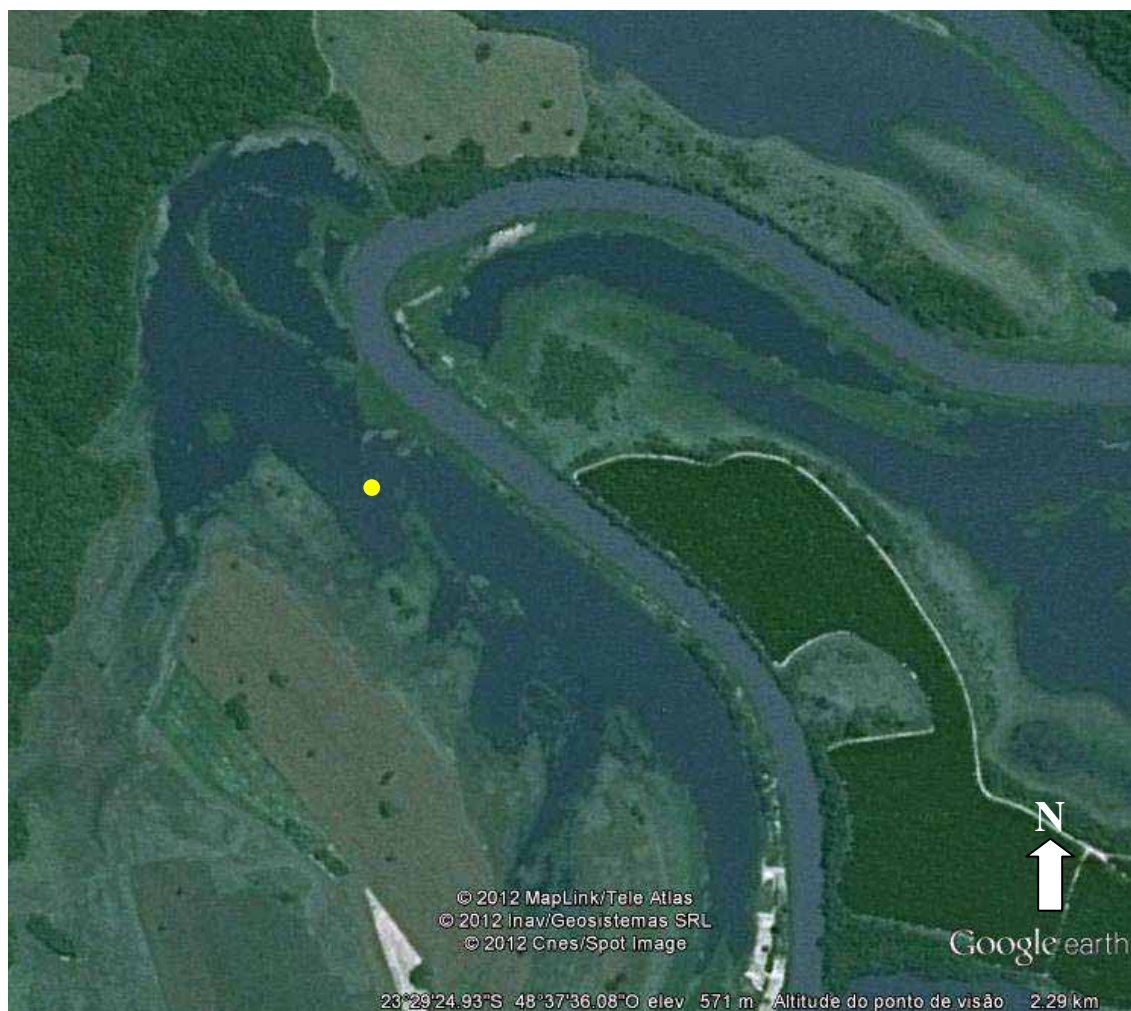


Figura 2. Imagem aérea da lagoa Poço das Pedras. O símbolo amarelo indica o ponto de coleta na zona pelágica.

Na área de desembocadura do principal tributário do reservatório Jurumirim ocorrem inúmeras lagoas marginais com conectividade distinta (Henry et al., 2005). Nas lagoas da zona de transição Rio Paranapanema – Represa Jurumirim, os processos ecológicos são regulados exclusivamente por fatores internos durante o período de desconexão. Nos períodos de conexão com o rio Paranapanema, ambos os fatores (internos e externos) exercem um controle sobre a ecologia das lagoas laterais.

A lagoa Poço das Pedras é uma das lagoas marginais que possui um grau de conectividade alto com o rio e entre bancos de macrófitas.

4.3. Metodologia

1. Variáveis Ambientais

- ✓ Obteve-se o perfil térmico da coluna d'água (°C) através da utilização de termístor Toho Dentan ET-3. As medidas foram tomadas na superfície e a cada 0,10m até a profundidade de 2,0m e, após esta, de 0,50 em 0,50m até o fundo.
- ✓ A transparência da água (m) foi obtida utilizando-se um disco de Secchi (disco branco com 0,3m de diâmetro), mergulhando-se o disco na água e medindo a profundidade de seu desaparecimento visual.

As amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn horizontal em três profundidades (superfície, meio e fundo da coluna de água) para determinação:

- ✓ do pH, utilizando-se um pH-metro Micronal B-380.
- ✓ da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), com auxílio de um condutivímetro da marca Hatch (modelo 2511) e correção posterior dos valores para a temperatura de 25°C (Golterman et al., 1978).
- ✓ da quantidade de material em suspensão na água (mg/l), utilizando-se de metodologia gravimétrica (Teixeira & Kutner, 1962).
- ✓ da concentração de oxigênio dissolvido na água (mg/l) pelo método de Winkler, descrito por Golterman et al. (1978).
- ✓ da concentração de nitrogênio e fósforo totais, pelo método de Mackereth et al. (1978) e de Strickland & Parsons (1960), respectivamente.
- ✓ da quantidade de clorofila *a* na água ($\mu\text{g}/\text{l}$), utilizando-se do método descrito por Golterman et al. (1978).

2. Análise qualitativa e quantitativa dos rotíferos

Os organismos foram quantificados (ind/m^3) por contagem de sub-amostras na câmara de Sedgwick-Rafter. Um mínimo de 150 indivíduos para cada amostra foi quantificado. A identificação foi realizada até o nível de espécie, e quando isso não foi possível, até ao nível de gênero, com a utilização de microscópio CARL ZEISS Standard 25 e bibliografia específica: Koste (1978 a e b); Pontin (1978); Segers (1995); De Smet & Pourriot (1997); Koste & Jose de Paggi (1982); Lucinda et al. (2004);

Nogrady, Pourriot & Segers (1995) Nogrady & Segers (2002); Segers et. al. (1993); Segers & Dumont (1995) e Shiel & Koste (1989; 1992 e 1993).

3. Biomassa e Produção Secundária

A biomassa de peso líquido foi estimada através do biovolume, baseada na forma geométrica dos organismos (Ruttner-Kolisko, 1977). Um mínimo de 30 indivíduos de cada espécie selecionada foi medido (comprimento, largura e altura). O biovolume obtido através das fórmulas foi então convertido em peso úmido, admitindo-se uma densidade específica de $1,0 \times 10^{-6}$. Para a conversão em peso seco foram utilizados valores obtidos na literatura (Bottrell et al., 1976; Pauli, 1989).

Para determinar o tamanho da ninhada foi feita uma contagem aleatória de ovos por fêmeas nas amostras coletadas.

A fim de estimar a biomassa total dos rotíferos, foi calculado um valor médio, considerando-se os valores de biomassa obtidos para todas as espécies, incluindo as espécies que não apresentaram valores consideráveis de abundância relativa. Portanto, não foram determinados os seus valores de biomassa individual.

Os valores de biomassa foram calculados em função da abundância das espécies e, portanto, estes dois parâmetros seguiram os mesmos padrões de variações ao longo dos dias. Devido a este fato, foram apresentados apenas as médias, os erros e os desvios padrões dos valores de biomassa calculados para as principais espécies no Açude de Onda Verde e Lagoa Poço das Pedras, ao longo dos 12 dias nas estações seca e chuvosa.

Para o cálculo da produtividade secundária foram obtidos os seguintes parâmetros:

- a) Tempo de desenvolvimento do ovo (**De**) (Bottrell et al., 1976): $\ln De = \ln a + b \times \ln T + c \times (\ln T)^2$, onde foi usada a temperatura (**T**) média por dia e período;
- b) Taxa finita de natalidade (Edmondson, 1960): $B = E/De$, onde: **B** = taxa finita de nascimento; **E** = proporção ovos/fêmea e **De** = tempo de desenvolvimento do ovo.

A estimativa da produção secundária foi calculada através da equação proposta por Elster (1954, *apud* Edmondson & Winberg, 1971), pelo método do recrutamento, através dos valores da taxa finita de natalidade (**B**) e do peso seco (**W**) dos rotíferos. O recrutamento foi calculado através de: $PN = Nf.B$, onde: **PN** = recrutamento de novos indivíduos e **Nf** = número de fêmeas. Obteve-se a produção em peso de matéria

orgânica produzida, expressa em miligramas de peso seco por metro cúbico por dia, através de: $P = PN.W$, onde: P = produção em peso de matéria orgânica; W = peso médio individual.

A partir do cálculo da produtividade para as espécies principais de rotíferos, foi realizada a somatória das produções das espécies em cada ambiente por estações, a fim de se realizar uma comparação entre ambientes e períodos estudados.

Além das estimativas de abundância, biomassa, tempo de desenvolvimento do ovo e taxa finita de natalidade (utilizados para o cálculo de produtividade), também foram calculados parâmetros que quantificam perdas e adições de indivíduos de cada população ao longo do tempo, limitadas apenas às espécies principais produtoras de ovos:

- a.) Taxa instantânea de nascimento (Edmondson, 1960, modificada por Paloheimo, 1974): $b = \ln(E + 1)/De$;
- b.) Coeficiente instantâneo de crescimento da população (Edmondson, 1968): $r = \ln N_{t1} - \ln N_{t0} / t_1 - t_0$, onde: r = crescimento instantâneo da população; N_{t1} e N_{t0} = densidades da população nos tempos t_1 e t_0 , e $t_1 - t_0$ = intervalo de tempo de amostragem (dias);
- c.) Taxa instantânea de mortalidade (Edmondson, 1960): $d = b - r$.

Tais parâmetros de produtividade e dinâmica populacional foram calculados apenas para as espécies que apresentaram produção de ovos em cada ambiente, e ao longo dos períodos estudados.

A abundância (**Anexo 1 a 13**) e os outros parâmetros de dinâmica populacional como as taxas instantânea de nascimento, mortalidade e o coeficiente instantâneo de crescimento populacional (**Anexo 23 a 44**), das espécies principais foram apresentados em anexo.

4. Análise estatística dos dados:

1. Análise Exploratória dos Dados;
2. Para cada grupo, a diversidade alfa de espécies foi medida através dos índices de Shannon-Wiener ($H' = - \sum p_i \cdot \log p_i$, onde p é a frequência relativa da espécie i) e de Simpson ($D = \sum p_i^2$). A equitabilidade ou uniformidade (e) da distribuição das espécies também foi calculada ($e = H'/H_{max}$, onde H_{max} é a diversidade teórica máxima).

3. Foram consideradas somente aquelas espécies que atingiram no mínimo 10% da abundância total nos locais e períodos amostrados que tiveram presença nos dois períodos amostrados do mesmo local.
4. Para determinar a biomassa, foram consideradas somente aquelas espécies que atingiram no mínimo 10% da abundância total nos locais e períodos amostrados para as espécies que tiveram presença nos dois períodos amostrados do mesmo local.
5. A produtividade secundária foi calculada apenas para as espécies que obtiveram peso seco e apresentaram ovos na amostra.
6. Análise de Variância (*Two way*) com teste *post-hoc* para comparação da produtividade entre os locais de amostragem, nas diferentes estações (seca e chuvosa) dentro e entre os locais.
7. Análise de ordenação: ACC ou CCA (Análise de Correspondência Canônica), com teste de permutação de Monte Carlo, feito com espécies tendo abundâncias relativas maiores de 10%, totalizando 20 espécies de rotíferos nos 13 locais de amostragem e nas estações seca e chuvosa, através do Programa PC-ORD, Versão 3.

5. Resultados

- 1º Objetivo: *Determinar os fatores físicos, químicos e biológicos da água do Açude de Onda Verde e da lagoa marginal Poço das Pedras nos períodos de amostragem;*

1. Profundidade e Transparência dos ambientes

Na estação seca de 2009, os menores valores de profundidade e maiores valores de transparência foram registrados nos dois ambientes de estudo. Na Lagoa Poço das Pedras, a profundidade variou entre 1,90m e 2,10m; no Açude de Onda Verde, a variação foi de 2,50 a 3,70m. Os valores de transparência variaram entre 1,29m a 1,79m na Lagoa Poço das Pedras e 1,58m a 2,15m no Açude de Onda Verde. Logo, os valores de profundidade e transparência na estação seca foram maiores no Açude de Onda Verde (**Figura 3 A. e B.**).

Na estação chuvosa de 2010, os valores de profundidade elevaram-se na Lagoa Poço das Pedras (entre 4,40m a 4,80m) e no Açude de Onda Verde foi similar à estação

seca com valores entre 2,70m a 3,70m. Entretanto, a transparência sofreu uma grande diminuição na estação chuvosa com valores compreendidos entre 0,28m e 0,66m na Lagoa Poço das Pedras e valores entre 0,05 a 0,86 no Açude de Onda Verde. A tendência na transparência na Lagoa Poço das Pedras foi de aumento e no Açude de Onda Verde o contrário, diminuir com o tempo (**Figura 4. A. e B.**).

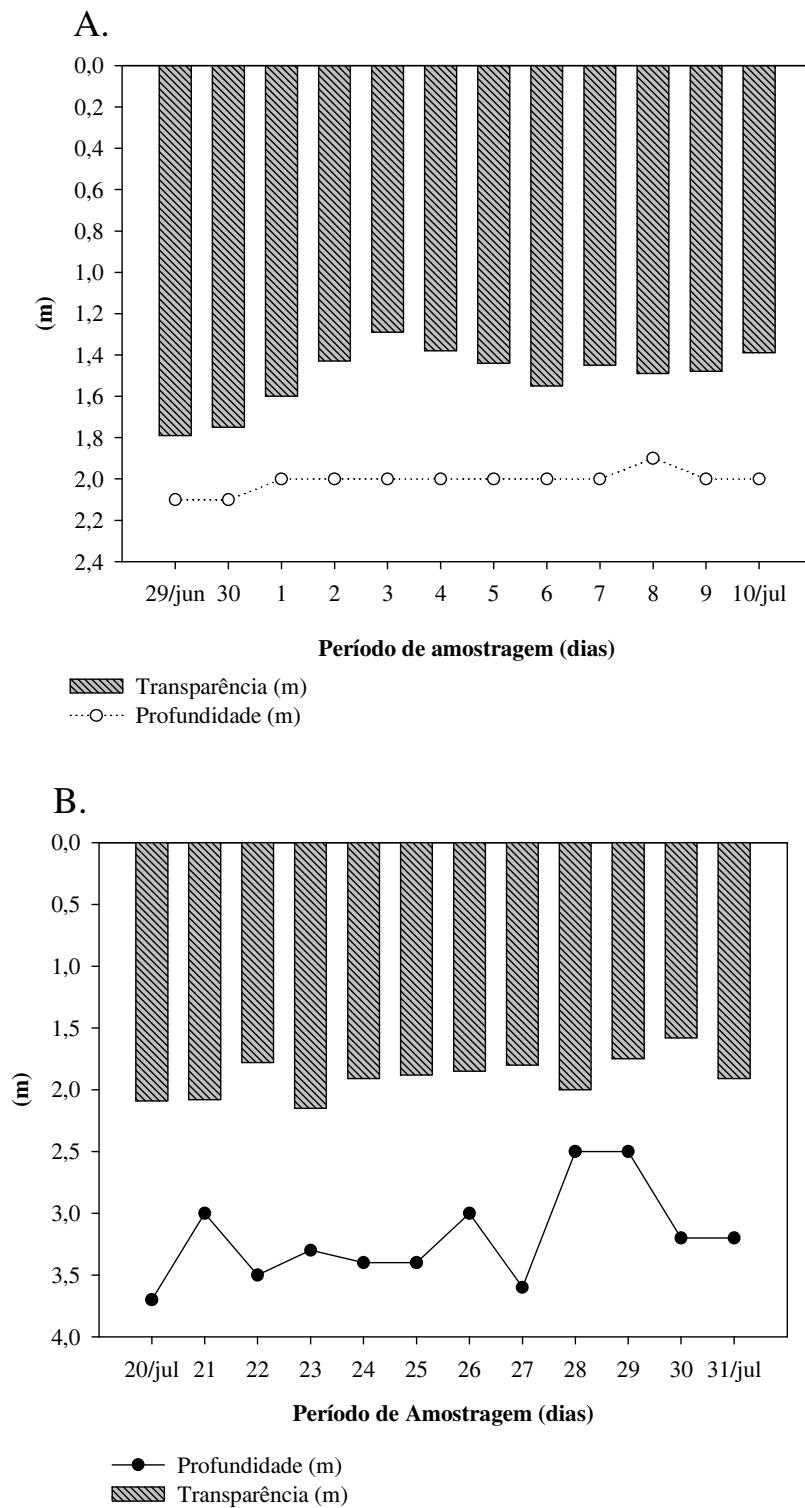


Figura 3. Profundidade e transparência (m) dos ambientes medidos na estação seca da lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 10 de julho de 2009 (A.) e o Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (B.).

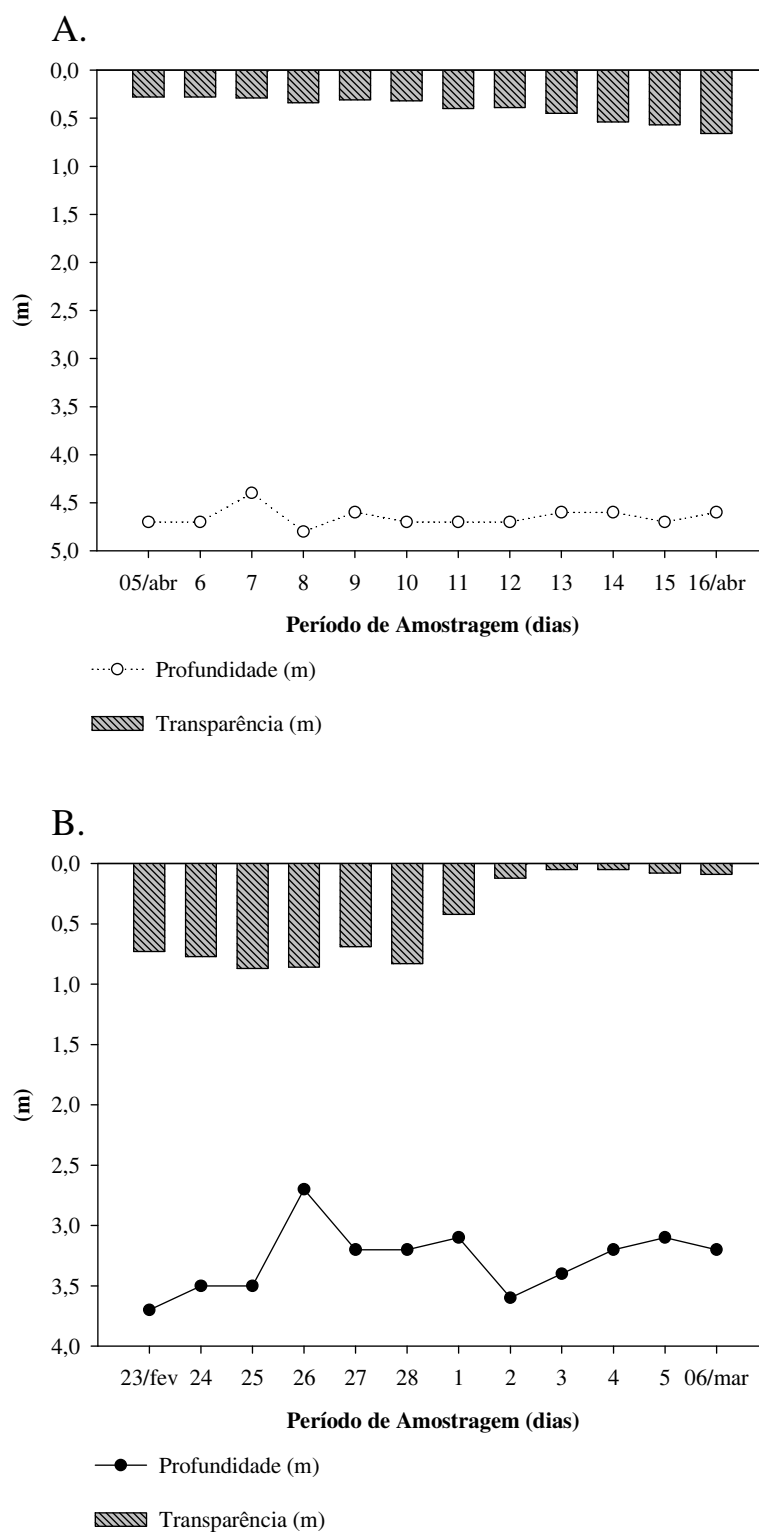


Figura 4. Profundidade e transparência (m) dos ambientes medidos na estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre 05 a 16 de abril de 2010 (A.) e o Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

2. Temperatura da água nos ambientes

Na estação seca, valores mais baixos de temperatura e uma estratificação térmica no início do período de coletas, especialmente no dia 30/06, foram registrados na Lagoa Poço das Pedras. Na metade do período amostrado, observamos uma elevação da temperatura, com uma circulação completa a partir do dia 03 ao dia 08/07. A partir do dia 09/07, ocorreu uma elevação mais pronunciada nos valores da temperatura da água (**Figura 5 A.**).

No Açude de Onda Verde, os valores de temperatura da água foram maiores comparados aos valores na Lagoa Poço das Pedras, ambos na estação seca. Nesta estação, o açude mostrou estratificação térmica na parte inicial do período de amostragem, com exceção do dia 21/07, em que houve uma circulação completa da coluna d'água (**Figura 5 B.**).

Observamos estratificações térmicas e valores mais altos de temperatura da água na estação chuvosa, nos dois ambientes de estudo (**Figura 6 A. e B.**).

Na Lagoa Poço das Pedras, houve gradientes térmicos em todo o período amostrado, e nos dias 06 e 09/04 observamos a formação de uma termoclina na coluna d'água. Já no Açude de Onda Verde, estratificações térmicas foram observadas ao longo do período chuvoso (**Figura 6 A.**).

Os estratos mais profundos da coluna d'água se caracterizaram mais frios, nos dois ambientes de estudo e nas duas estações amostradas.

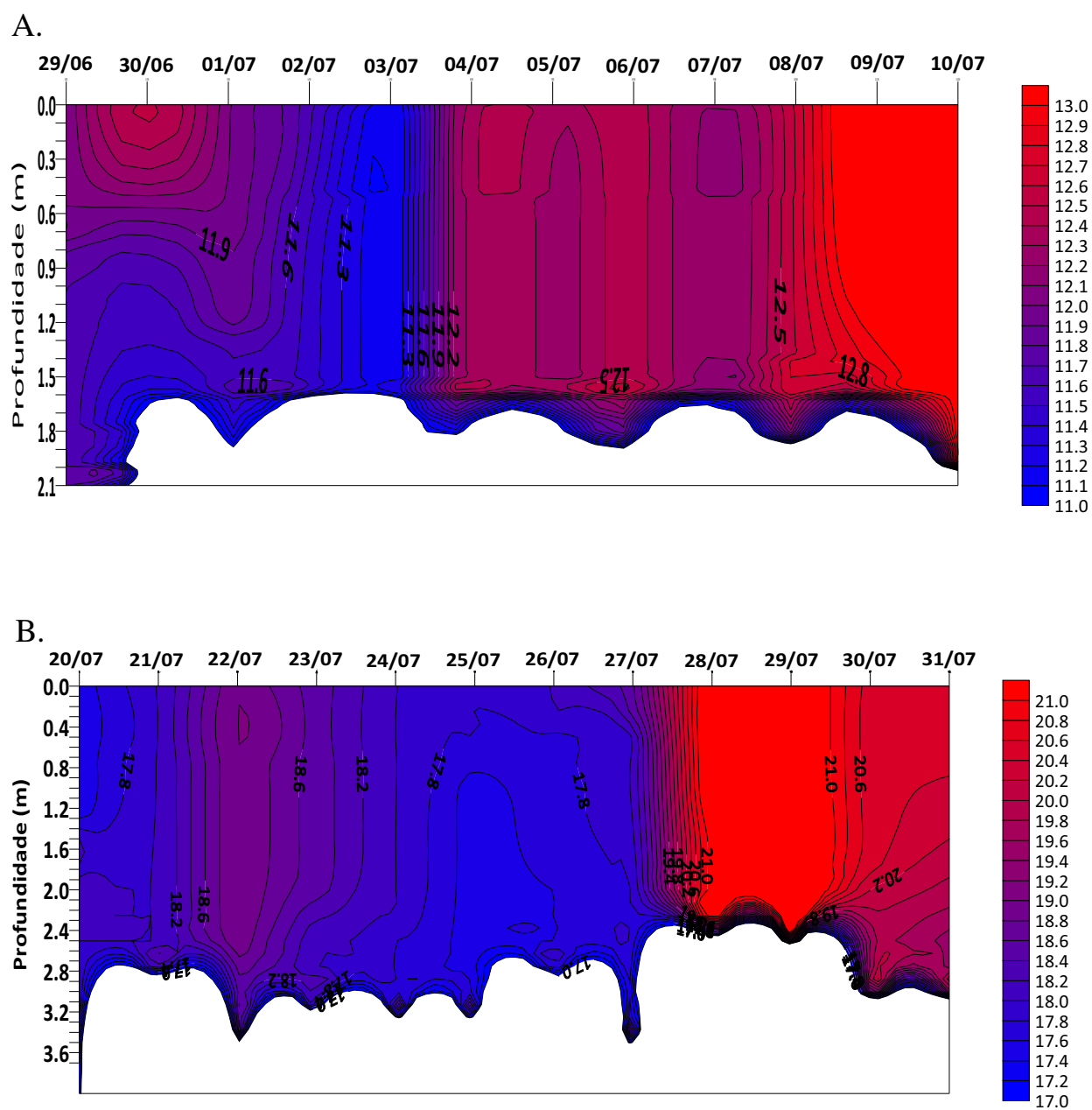


Figura 5. Temperatura da água (°C) dos ambientes medidos na estação seca, na lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 (A.) e no Açude de Onda Verde, entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (B.).

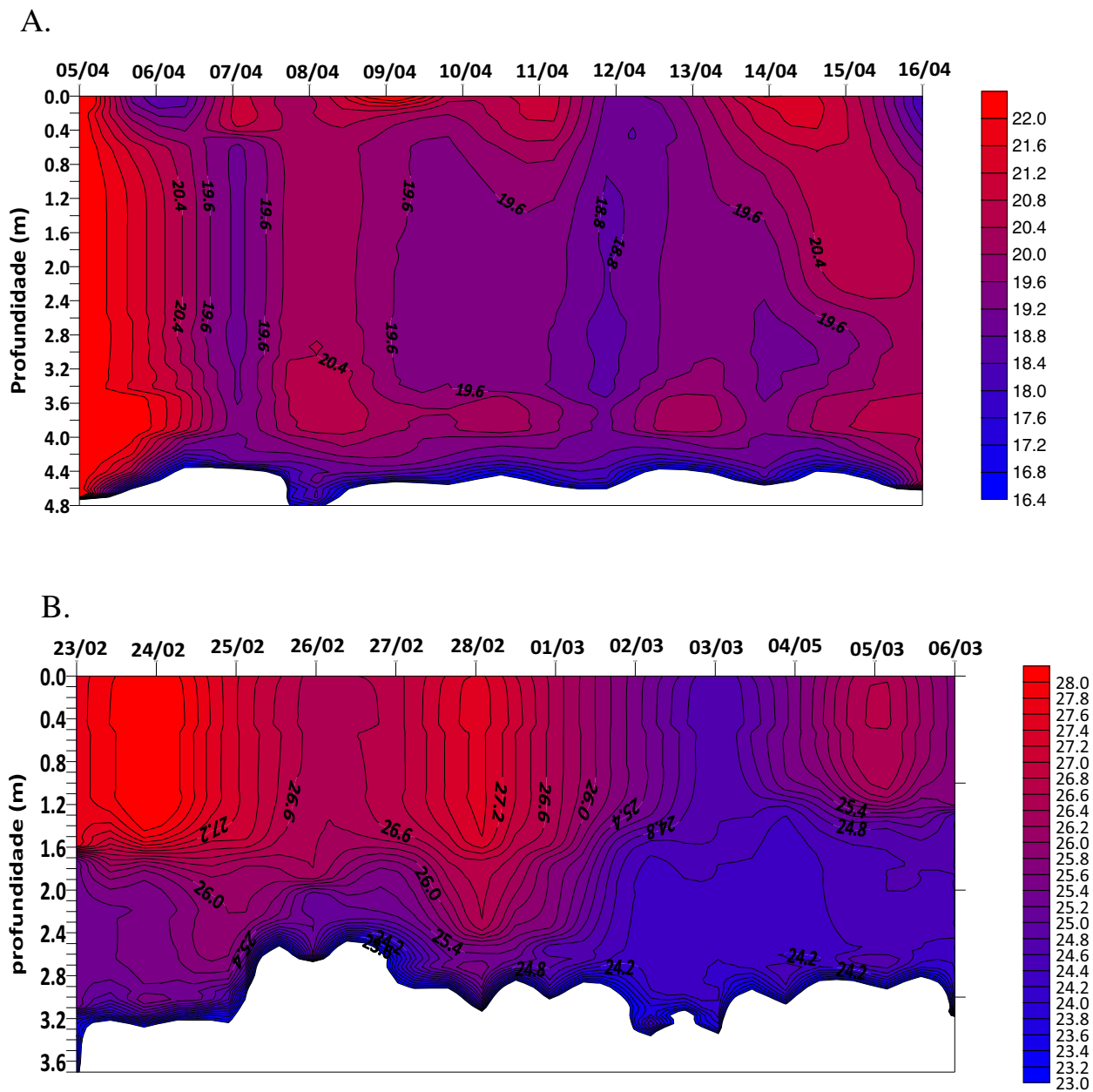


Figura 6. Temperatura da água (°C) dos ambientes medidos na estação chuvosa, na lagoa Poço das Pedras entre 05 a 16 de abril de 2010 (A.) e no Açude de Onda Verde, entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

3. pH

Os valores médios de pH foram mais elevados na estação seca de 2009 nos dois ambientes de estudo. Os valores médios de pH variaram na faixa de 6,66 a 8,53 na Lagoa Poço das Pedras e de 6,9 a 7,45 no Açude de Onda Verde na estação seca. A variação de valores não foi muito expressiva na estação seca e chuvosa de ambos ambientes de estudo (**Figura 7. A.**).

Na estação chuvosa o pH foi mais baixo ao longo do período entre os ambientes. Os valores médios da Lagoa Poço das Pedras variaram entre 6,50 a 7,03 e no Açude de Onda Verde os valores decresceram de 6,36 a 5,55 (**Figura 7. B.**).

De modo geral, os valores da lagoa marginal Poço das Pedras foram maiores que os valores do Açude de Onda Verde, tendendo a valores ligeiramente ácidos a básicos.

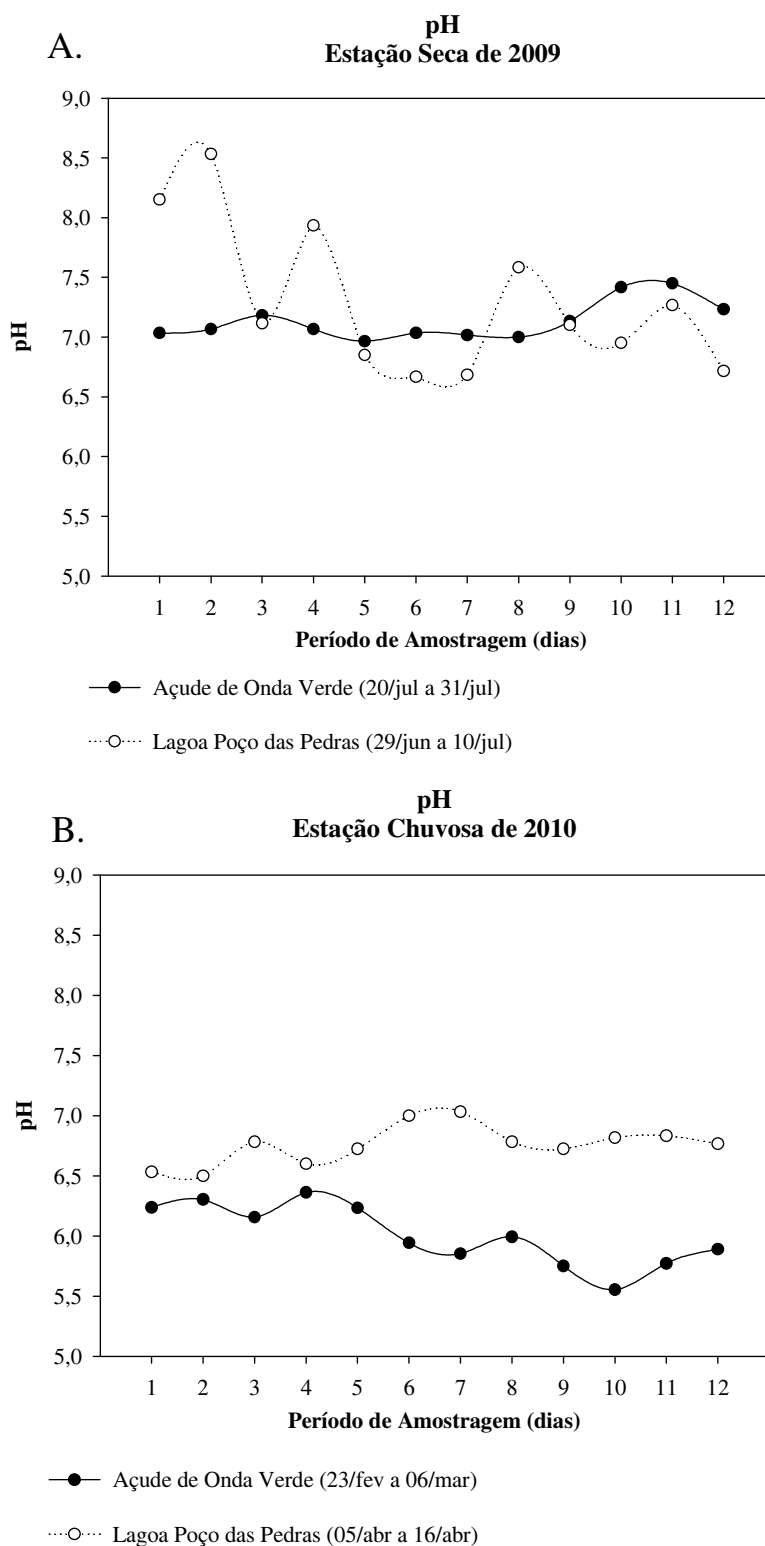


Figura 7. Valores médios de pH dos ambientes medidos na estação seca da lagoa Poço das Pedras entre o período de 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (A.) e estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre 05 a 16 de abril de 2010 e o Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

4. Condutividade elétrica

A condutividade elétrica mostrou valores médios mais altos na estação seca de 2009 para a Lagoa Poço das Pedras com relação à estação chuvosa de 2010.

Durante o início do período estudado na estação seca, a água na Lagoa Poço das Pedras apresentou valores que oscilaram de 81 a 89 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no início e final do período de amostragem. Uma elevação para 96 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ocorreu no meio do período de estudo e reduzindo-se para aproximadamente 89 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no final do período de estudo. No Açude de Onda Verde, os valores médios não apresentaram oscilações expressivas, variando de 44 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no início do estudo a 42 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no final do estudo (**Figura 8. A.**).

Na estação chuvosa, menores valores médios em relação à estação seca foram observados na Lagoa Poço das Pedras e, não mostraram grandes oscilações, variando entre aproximadamente 52 a 64 $\mu\text{S.cm}^{-1}$. Grandes variações foram verificadas no Açude de Onda Verde com valores entre 94 e 97,7 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ nos três primeiros dias de estudo; em seguida ocorreram três quedas e dois picos, sendo que no primeiro pico um valor de 127 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ foi atingindo e depois do segundo pico, os valores diminuíram para uma faixa aproximada de 32 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ sendo de 30 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ a condutividade, no último dia de coleta (**Figura 8. B.**).

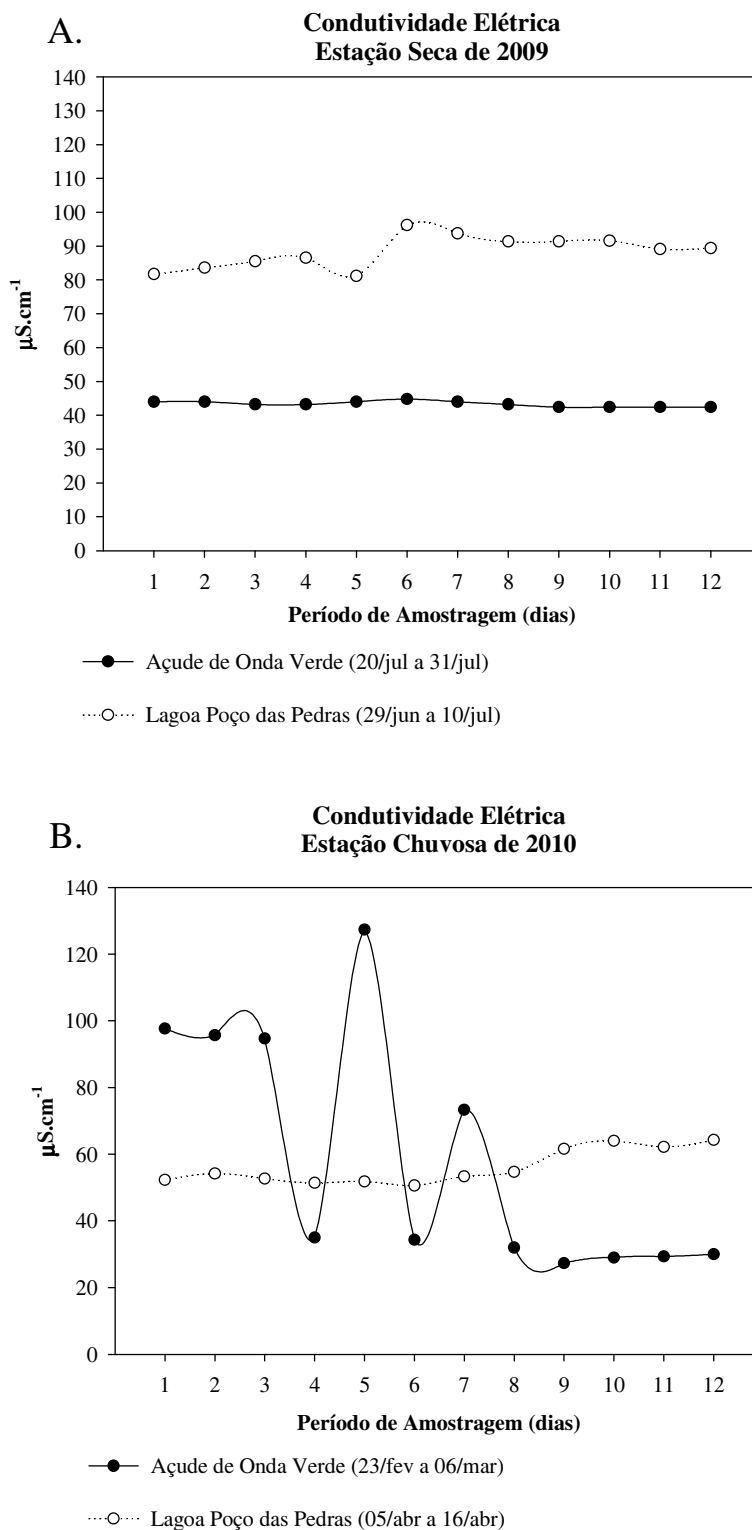


Figura 8. Valores médios de Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) dos ambientes medidos na estação seca da lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (A.) e estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre o período de 05 a 16 de abril de 2010 e o Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

5. Oxigênio Dissolvido

Os valores médios de oxigênio dissolvido não tiveram grandes variações entre os períodos de estudo, estação seca e chuvosa, e para os dois ambientes, lagoa e Açude.

Na Lagoa Poço das Pedras, os valores médios variaram entre 3,88 a 5,21 mg.L⁻¹ na estação seca de 2009 com vários picos. Na estação chuvosa, a variação foi de 5,18 a 6,80 mg.L⁻¹, com uma queda para 4,22 mg.L⁻¹ no 7º dia de coleta seguida de um aumento dos valores (**Figura 9 A. e B.**).

No Açude de Onda Verde, valores médios mais estáveis ao longo dos períodos de estudo foram observados, sendo mais altos na estação chuvosa de 2010. Na estação seca, os valores estiveram compreendidos entre 6,50 e 6,95 mg.L⁻¹ e, na estação chuvosa entre 7,57 e 8,26 mg.L⁻¹ (**Figura 9 A. e B.**).

Valores médios menores foram registrados na Lagoa Poço das Pedras em relação aos do Açude de Onda Verde, ao longo do período de amostragem e nas duas estações do ano.

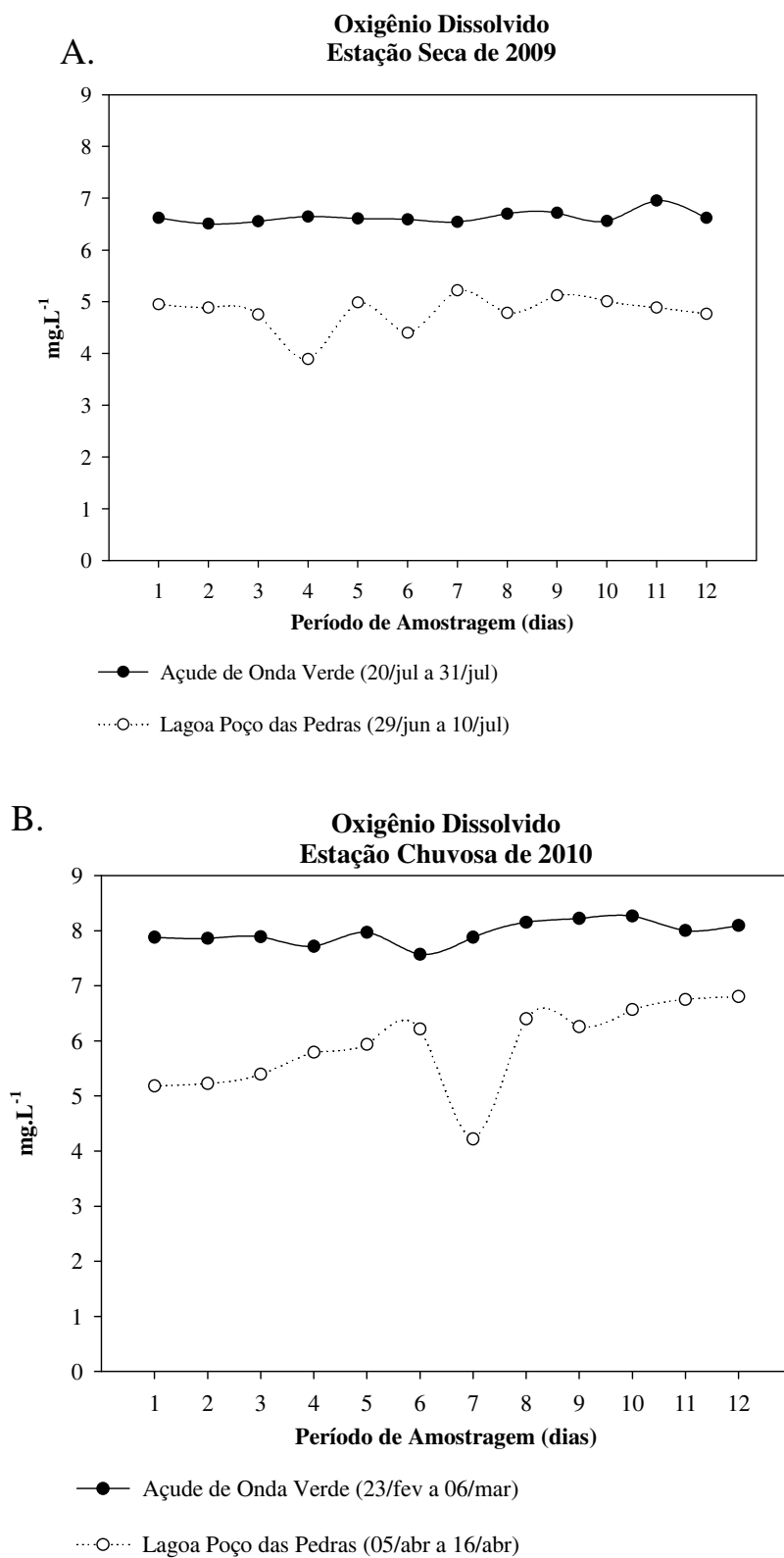


Figura 9. Valores médios de Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1}) dos ambientes medidos na estação seca da lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (A.) e estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre o período de 05 a 16 de abril de 2010 e o Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

6. Fósforo Total

Variações sutis no fósforo total foram detectadas na estação seca da Lagoa Poço das Pedras e grandes oscilações nos dois períodos de amostragem do Açude de Onda Verde.

Os valores médios de fósforo total na Lagoa Poço das Pedras variaram entre 1,34 e 8,95 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na estação seca de 2009, com aumentos a cada dois dias no período de estudo. Na estação chuvosa de 2010, os valores médios elevaram-se e os valores extremos foram 26,2 a 9,89 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com uma queda nos valores a partir da metade do período de estudo (**Figura 10. A e B.**).

No Açude de Onda Verde, os valores médios de fósforo total tiveram grandes variações na estação seca. Os valores extremos foram 4,68 a 36,34 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com um pico no 7º dia de coleta de dados e vários aumentos de menor amplitude durante o período. Na estação chuvosa de 2010, os valores médios foram mais altos do que na estação seca, sendo estável até o meio do período de estudo. A seguir, ocorreu um pico atingindo 81,42 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 10. A e B.**).

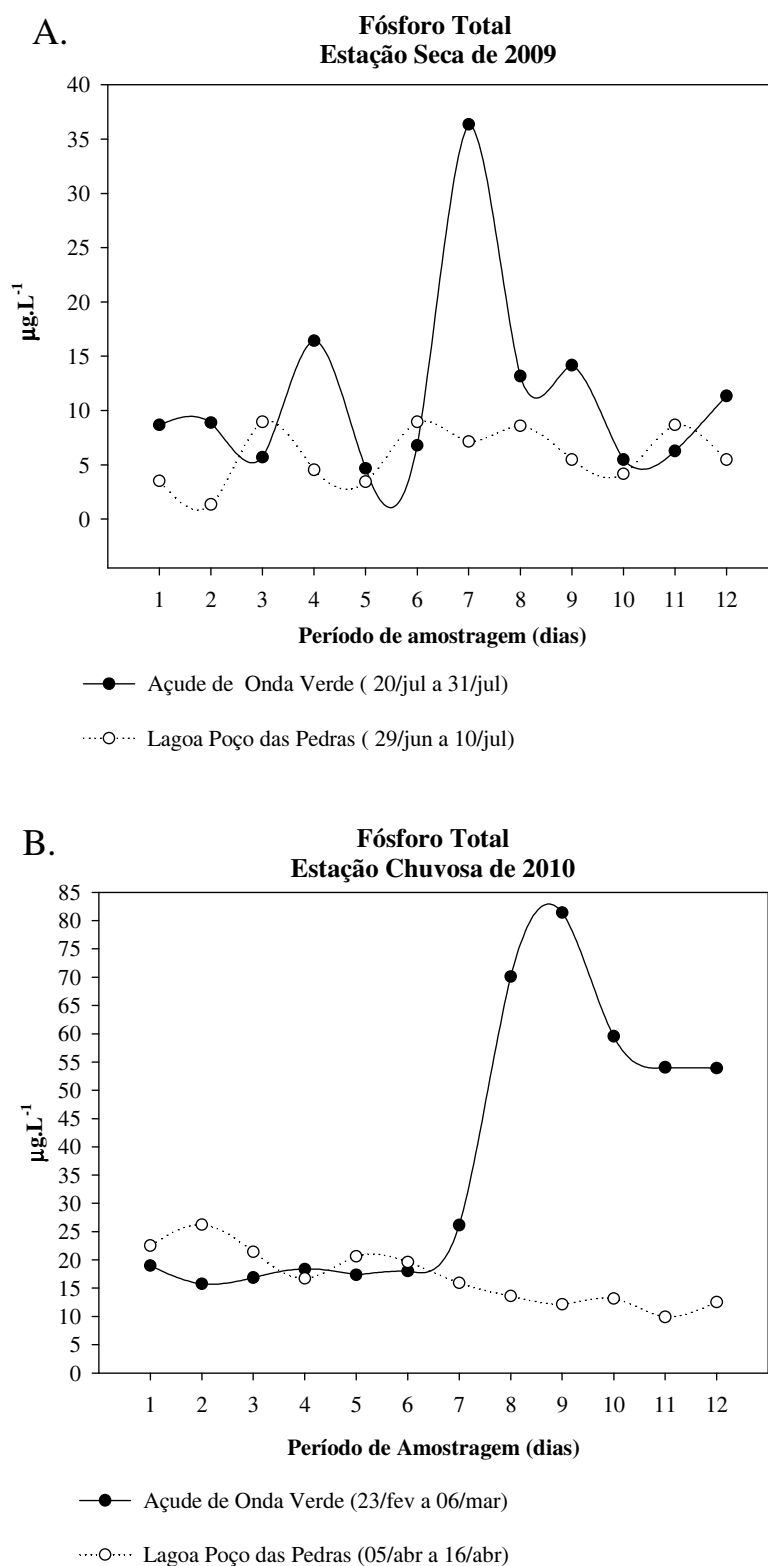


Figura 10. Valores médios de Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos ambientes medidos na estação seca da lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (**A.**) e estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre o período de 05 a 16 de abril de 2010 e o Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (**B.**).

7. Nitrogênio Total

Na estação chuvosa de 2010, ocorreram os maiores valores médios de nitrogênio total para os dois ambientes de estudo. Em grande parte do período, valores mais altos de nitrogênio total foram observados no Açude de Onda Verde em relação aos dados da Lagoa Poço das Pedras (**Figura 11. A. e B.**).

Na estação seca de 2009, valores maiores foram obtidos na Lagoa Poço das Pedras em relação aos teores registrados no Açude de Onda Verde, variando de 126,33 a 200,59 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na lagoa e 106,88 a 190,40 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Açude (**Figura 11. A.**).

Na estação chuvosa de 2010, valores médios entre 265,40 a 388,37 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para a Lagoa Poço das Pedras e 192,63 a 529,48 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para o Açude de Onda Verde foram verificados. Na lagoa, alguns pequenos picos ocorreram, mas a tendência foi de diminuição dos valores. No Açude, grandes oscilações foram observadas, sendo que no final do período de estudo, uma elevação dos valores médios foi registrada (**Figura 11. B.**).

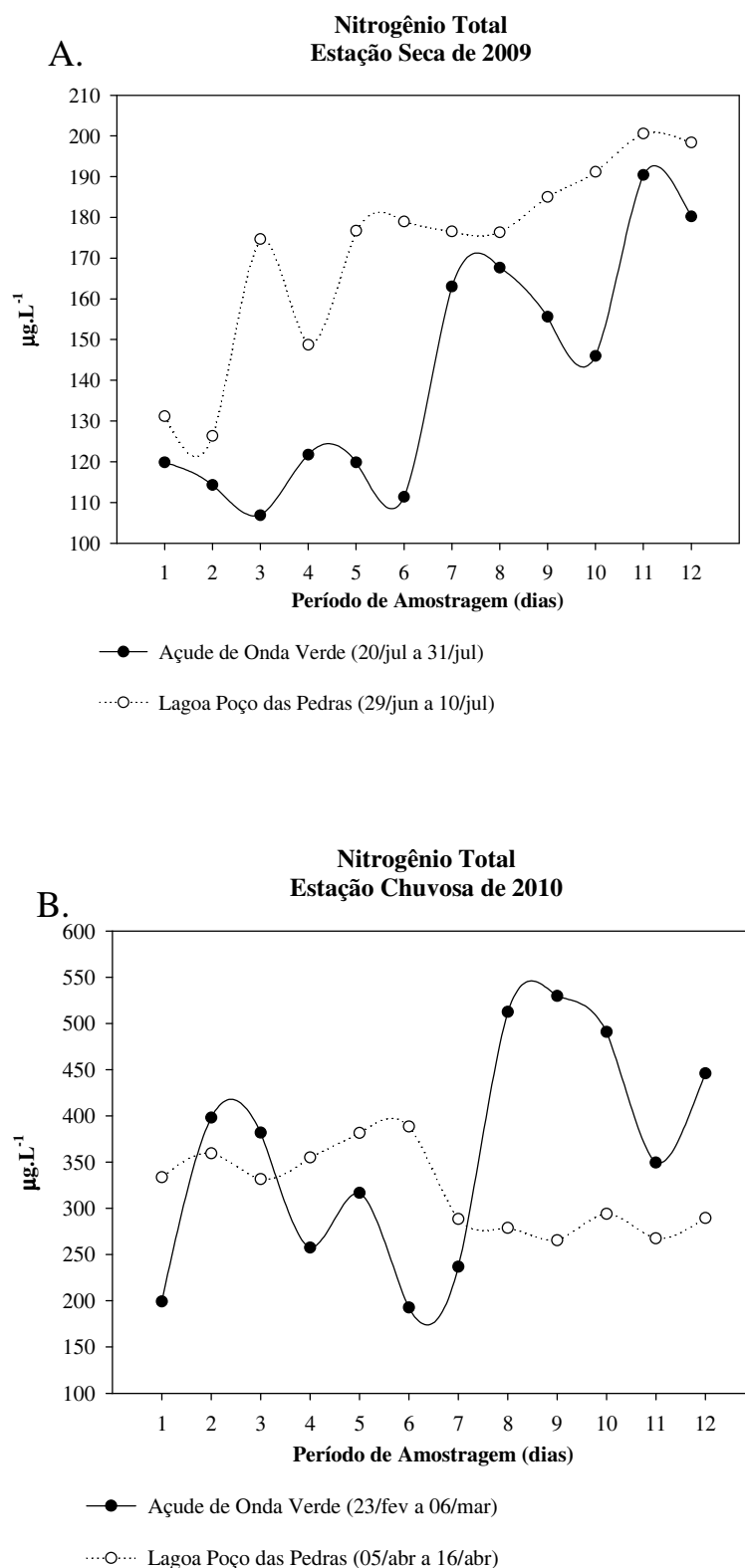


Figura 11. Valores médios de Nitrogênio Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos ambientes medidos na estação seca da lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (A.) e estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre o período de 05 a 16 de abril de 2010 e o Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

8. Material em Suspensão

A média de material em suspensão foi maior na estação chuvosa de 2010 em relação a da estação seca de 2009.

O teor de material em suspensão da Lagoa Poço das Pedras variou de 1,38 a 2,74mg/L na estação seca de 2009. Valores maiores foram obtidos no meio do período de estudo, entre o 4º e 8º dia de amostragem. Na estação chuvosa, valores maiores de material em suspensão foram registrados em relação aqueles encontrados na estação seca (**Figura 12. A. e B.**).

No Açude de Onda Verde, valores médios de material em suspensão entre 1,43 a 2,45mg/L foram obtidos na estação seca de 2009, com um grande pico atingindo 4,86mg/L no 9º dia de coleta. Na estação chuvosa, valores médios tendendo a uma elevação. A variação do período foi de 28,36mg/L no primeiro dia de amostragem, com valores médios entre 5 e 7mg/L no meio do período, com um grande pico no 9º dia de coleta (109,26mg/L) e terminando o período de amostragem com um teor de 40,06mg/L (**Figura 12. A. e B.**).

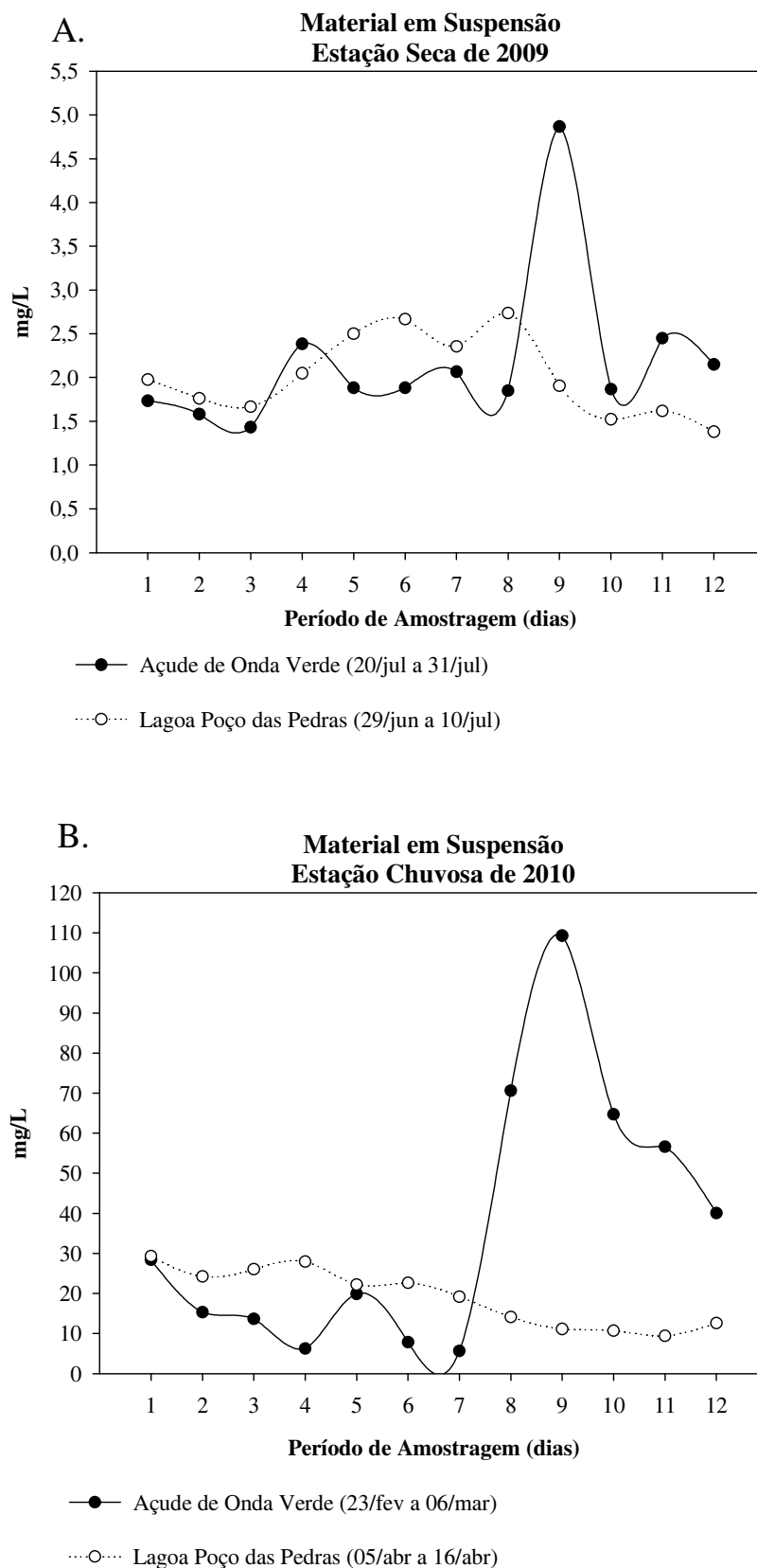


Figura 12. Valores médios de Material em Suspensão (mg/L) dos ambientes medidos na estação seca da lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (A.) e estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre o período de 05 a 16 de abril de 2010 e o Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

9. Clorofila a

A clorofila a da Lagoa Poço das Pedras apresentou valores médios entre 0,13 e 3,26 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na estação seca de 2009, com muitas variações ao longo do período (**Figura 13. A.**). Na estação chuvosa de 2010, não ocorreram variações expressivas sendo o intervalo de variação compreendido entre 0,71 a 1,79 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 13. B.**).

No Açude de Onda Verde, a clorofila a apresentou notáveis variações com vários picos durante o período seco de 2009, sendo a variação incluída entre 1,36 e 4,21 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Na estação chuvosa de 2010, um período sem grandes oscilações foi observado até o 6º dia de coleta; em seguida, ocorreu um pico atingindo 38,20 $\mu\text{g.L}^{-1}$. No final do período de amostragem, o valor foi de 6,81 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 13. A. e B.**).

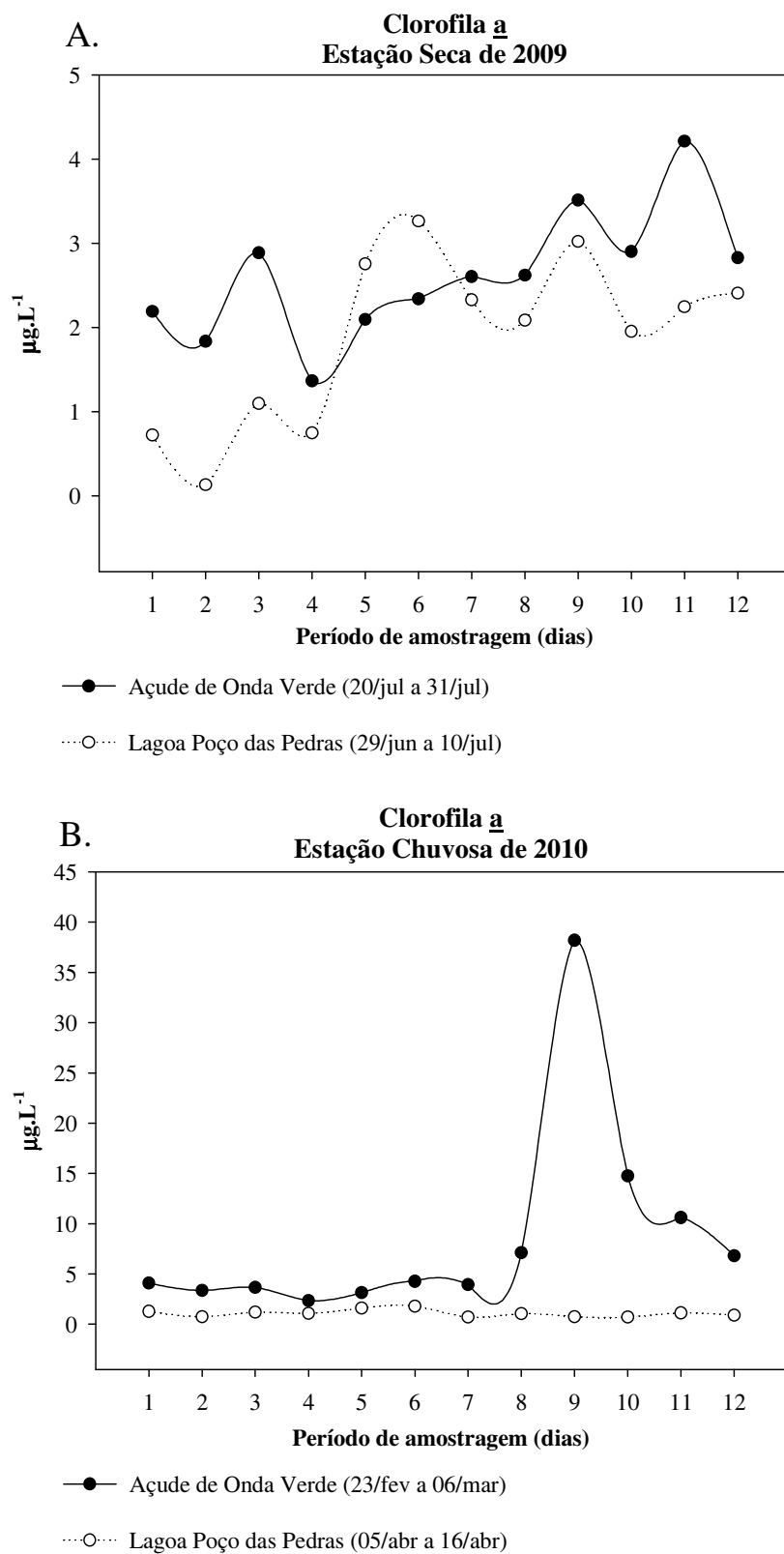


Figura 13. Valores médios de Clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos ambientes medidos na estação seca da lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (A.) e estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre o período de 05 a 16 de abril de 2010 e o Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

- 2º objetivo: *Calcular a biomassa e a produção secundária das espécies de rotíferos relativamente mais abundantes;*

1. ATRIBUTOS DOS ROTÍFEROS

a.) Composição

Considerando os dois locais de estudo (Açude de Onda Verde e Lagoa Poço das Pedras) durante os dois períodos (seco e chuvoso), foram registrados 140 táxons, distribuídos em 20 famílias e 35 gêneros. Maior número de táxons foi registrado nas famílias Lecanidae (36 táxons), Brachionidae (24 táxons) e Lepadellidae (15 táxons).

Dentre o total de táxons registrados, 23 táxons não foram listados no capítulo 1 deste estudo, entre eles estão as espécies *Testudinella ahlstromi* (Família Testudinellidae); *Brachionus ahlstromi*, *B. caudatus*, *B. dimidiatus* e *Platylabus latiscapularis* (Família Brachionidae); *Dicranophoroides* cf. *claviger* (Família Dicranophoridae); *Euchlanis meneta* (Família Euchlanidae); *Ascomorpha* cf. *ovalis* (Família Gastropodidae); *Lecane arcuata*, *Lecane* cf. *inopinata*, *L. lunaris* f. *perplexa*, *L. rhopalura*, *L. serrata*, *L. syngenes* e *L. thienemanni* (Família Lecanidae); *Lepadella dactyliseta* (Família Lepadellidae); *Lophocaris* sp. e *Mytilina bisulcata* (Família Mytilinidae); *Cephalodella gigantea*, *C.* cf. *panarista* e *C.* cf. *sterea* (Família Notommatidae); *Scaridium bostjani* (Família Scaridiidae) e *Macrochaetus sericus* (Família Trichotriidae). A lista de táxons observados pode ser visualizada em **Tabela 1**.

Todas as espécies que se destacaram pela nova ocorrência nos ambientes deste estudo foram registradas na estação chuvosa da Lagoa Poço das Pedras, com exceção da espécie *Cephalodella gigantea*, que foi registrada apenas na estação chuvosa no açude de Onda Verde.

Tabela 1 – Lista de espécies de rotíferos encontradas no período seco e chuvoso do açude de Onda Verde e a lagoa Poço das Pedras.

Locais de Amostragem	ONDA VERDE		POÇO DAS PEDRAS	
Períodos - Seca (2009) e Chuvosa (2010)	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Ordem Collothecaceae				
Família Collothecidae				
<i>Collotheca</i> sp. Haring, 1913	x		x	x
Ordem Flosculariaceae				
Família Conochilidae				
<i>Conochilus (Conochiloides) coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	x	x	x	x
<i>C. (C.) natans</i> (Seligo, 1900)			x	x
<i>C. (Conochilus) unicornis</i> Rousselet, 1892	x			x
Família Hexarthridae				
<i>Hexarthra intermedia brasiliensis</i> Hauer, 1953			x	x
<i>H. intermedia intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	x	x	x	x
Família Testudinellidae				
<i>Pompholix complanata</i> Gosse, 1851				x
<i>Testudinella ahlstromi</i> Hauer, 1956				x
<i>T. brycei</i> Hauer, 1938	x			x
<i>T. dendradena</i> de Beauchamp, 1955		x		
<i>T. haueriensis</i> Gillard, 1967	x			x
<i>T. patina</i> (Hermann, 1783)	x			x
<i>T. patina f. trilobata</i> Anderson & Shephard, 1892				x
Família Trochosphaeridae				
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)				x
<i>F. opoliensis</i> (Zacharias, 1898)		x	x	x
<i>F. terminalis</i> (Plate, 1886)	x			x
Ordem Ploima				
Família Asplanchnidae				
<i>Asplanchna brightwelli</i> Gosse, 1850				x
Família Brachionidae				
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851	x	x	x	x
<i>A. navicula navicula</i> Rousselet, 1911			x	x
<i>Brachionus ahlstromi</i> Lindeman, 1939				x
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851				x
<i>B. angularis f. bidens</i> Plate, 1886			x	
<i>B. angularis chelonis</i> Gosse				x
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894				x
<i>Brachionus dimidiatus</i> Bryce, 1931				x
<i>B. dolabratus</i> Haring, 1914				x
<i>B. falcatus</i> Zacharias, 1898		x	x	x
<i>B. havanaensis</i> Rousselet, 1911				x
<i>B. mirus</i> Daday, 1905		x	x	x
<i>B. quadridentatus melhemi</i> Barrois & Daday, 1894				x
<i>B. urceolaris</i> Müller, 1773				x
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)				x
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943		x	x	x
<i>K. cochlearis</i> (Gosse, 1851)	x			x
<i>K. lenzi</i> Hauer, 1053	x			x
<i>K. tecta</i> (Gosse, 1851)		x	x	x
<i>K. tropica</i> (Apstein, 1907)				x
<i>Plationus patulus macrachantus</i> (Daday, 1905)				x

<i>P. patulus patulus</i> (Müller, 1786)	X			X
<i>Platylas latiscapularis</i> Koste, 1974				X
<i>P. quadricornis quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)		X		X
Família Dicranophoridae				
<i>Dicranophoroides caudatus</i> (Ehrenberg, 1834)				X
<i>Dicranophoroides</i> cf. <i>claviger</i> (Hauer, 1965)				X
Família Euchlanidae				
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)				X
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	X			X
<i>Euchlanis dilatata dilatata</i> Ehrenberg, 1832				X
<i>E. incisa</i> Carlin, 1939				X
<i>E. meneta</i> Myers, 1930				X
Família Gastropodidae				
<i>Ascomorpha agilis</i> Zacharias, 1893	X			X
<i>A. ecaudis</i> Perty, 1850	X	X	X	X
<i>Ascomorpha</i> cf. <i>ovalis</i> (Bergendal, 1892)				X
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1838)	X			X
Família Lecanidae				
<i>Lecane arcuata</i> (Bryce, 1891)				X
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1851)	X			X
<i>L. closterocerca</i> (Schmarda, 1859)				X
<i>L. copeis</i> (Harring & Myers, 1926)				X
<i>L. cornuta</i> (Müller, 1786)				X
<i>L. cornuta</i> f. <i>rotunda</i> Fadeev, 1927				X
<i>L. crepida</i> Harring, 1914				X
<i>L. curvicornis</i> (Murray, 1913)		X		X
<i>L. decipiens</i> (Murray, 1913)				X
<i>L. elsa</i> Hauer, 1931	X			
<i>L. eutarsa</i> Harring & Myers, 1926:				X
<i>L. flexilis</i> (Gosse, 1886)				X
<i>L. furcata</i> (Murray, 1913)				X
<i>L. haliclysta</i> Harring & Myers, 1926				X
<i>L. hamata</i> (Stokes, 1896)	X			X
<i>L. hastata</i> (Murray, 1913)		X		
<i>L.</i> cf. <i>inopinata</i> Harring & Myers, 1926				X
<i>L. leontina</i> (Turner, 1892)	X			X
<i>L. ludwigii</i> f. <i>ercodes</i> Harring, 1914				X
<i>L. ludwigii</i> f. <i>ludwigii</i> Harring & Myers, 1926				X
<i>L. lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)			X	X
<i>L. lunaris</i> f. <i>acus</i> (Harring, 1913b) Myers, 1937				X
<i>L. lunaris</i> f. <i>perplexa</i> (Ahlstrom, 1938) Myers, 1942				X
<i>L. monostyla</i> (Daday, 1897)				X
<i>L. papuana</i> (Murray, 1913)		X		X
<i>L. pyriformis</i> (Daday, 1905)				X
<i>L. quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)				X
<i>L. rhopalura</i> (Harring & Myers, 1926)				X
<i>L. serrata</i> (Hauer, 1938)				X
<i>L. signifera</i> (Jennings, 1896)	X			X
<i>L. signifera ploenensis</i> (Voigt, 1902)				X
<i>L. syngenes</i> (Hauer, 1938)				X
<i>Lecane</i> spp. Nitzsch, 1827				X
<i>L. stichae</i> Harring, 1913			X	X
<i>L. thienemanni</i> (Hauer, 1938)				X
<i>L.</i> cf. <i>undulata</i> Hauer, 1938			X	

Família Lepadellidae				
<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg, 1831				X
<i>C. colurus</i> (Ehrenberg, 1830)				X
<i>C. uncinata bicuspidata</i> (Ehrenberg, 1832)				X
<i>C. uncinata uncinata</i> (Müller, 1773)				X
<i>Lepadella (Lepadella) acuminata</i> (Ehrenberg, 1834)				X
<i>L. (L.) benjamini f. braziliensis</i> (Koste)				X
<i>L. (L.) dactyliseta</i> (Stenroos, 1898)				X
<i>L. (L.) ovalis</i> (Müller, 1786)		X		X
<i>L. (L.) patella biloba</i> Hauer				X
<i>L. (L.) patella oblonga</i> (Ehrenberg, 1834)				X
<i>L. (L.) patella patella</i> (Müller, 1786)	X		X	X
<i>L. (L.) patella persimilis</i> De Ridder, 1961		X		X
<i>L. (L.) rhomboides carinata</i> Donner, 1943				X
<i>L. (L.) rhomboides rhomboides</i> (Gosse, 1886)	X			
<i>L. (Lepadella) sp.</i> Bory de St. Vincent, 1826				X
Família Microcodidae				
<i>Microcodon clavus</i> Ehrenberg, 1830				X
Família Mytilinidae				
<i>Lophocaris sp.</i> Ehrenberg, 1838				X
<i>Mytilina acantophora</i> Hauer, 1938				X
<i>M. bisulcata</i> (Lucks, 1912)				X
Família Notommatidae				
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)				X
<i>C. gigantea</i> Remane, 1933		X		
<i>C. hollowdayi</i> Koste, 1986	X	X		X
<i>C. cf. panarista</i> Myers, 1924				X
<i>Cephalodella spp.</i> Bory de St. Vincent, 1826				X
<i>C. cf. stenroosi</i> Wulfert, 1937				X
<i>C. cf. sterea</i> (Gosse, 1887)				X
<i>Monommata actices</i> Myers, 1930				X
<i>Monommata sp.</i> Bartsch, 1870	X			
<i>Notommata sp.</i> Ehrenberg, 1830				X
Família Proalidae				
<i>P. cf. fallaciosa</i> Wulfert, 1937				X
Família Scaridiidae				
<i>S. bostjani</i> Daems & Dumont, 1974				X
Família Synchaetidae				
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	X	X	X	X
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	X		X	X
<i>Synchaeta sp.</i> Ehrenberg, 1832				X
<i>S. stylata</i> Wierzejski, 1893	X	X	X	X
Família Trichocercidae				
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	X			X
<i>T. bidens</i> (Lucks, 1912)				X
<i>T. braziliensis</i> (Murray, 1913)				X
<i>T. chattoni</i> (de Beauchamp, 1907)				X
<i>T. cylindrica</i> (Imhof, 1891)			X	
<i>T. iernis</i> (Gosse, 1887)	X			
<i>T. mus</i> Hauer, 1938				X
<i>T. myersi</i> (Hauer, 1931)				X
<i>T. porcellus</i> (Gosse, 1851)	X			X
<i>T. pusilla</i> (Jennings, 1903)	X			X
<i>T. similis</i> (Wierzejski, 1893)	X			X

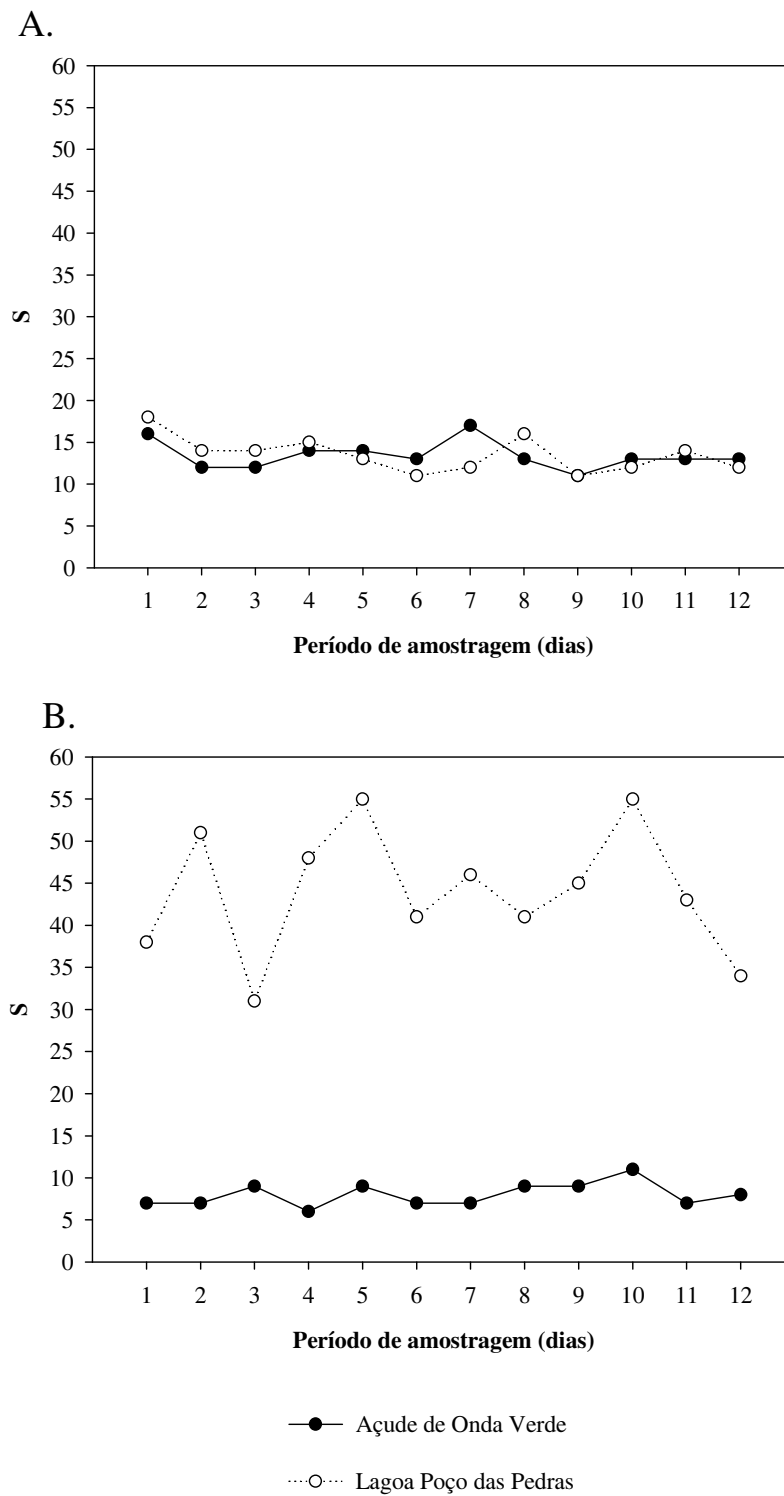
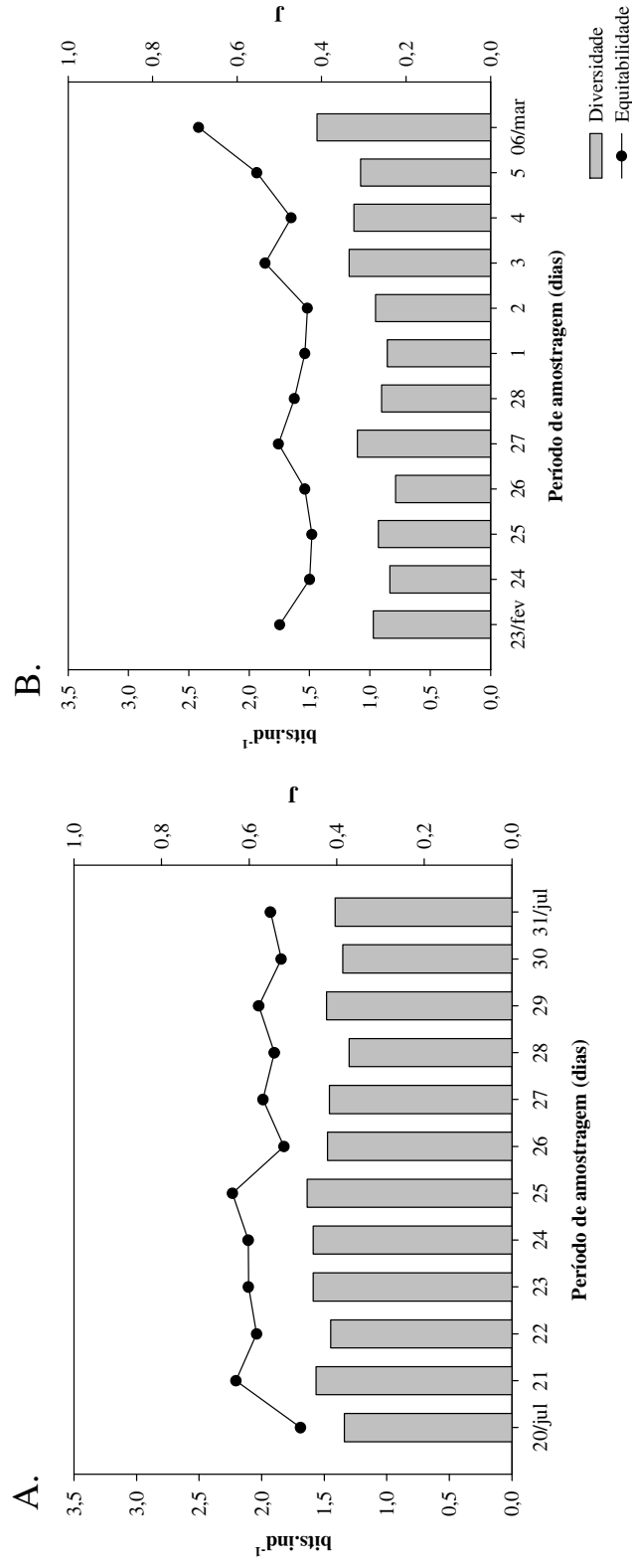


Figura 14. Riqueza de táxons (S) de rotíferos na estação seca da lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (A.) e estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre o período de 05 a 16 de Abril de 2010 e Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

c.) Diversidade e Equitabilidade



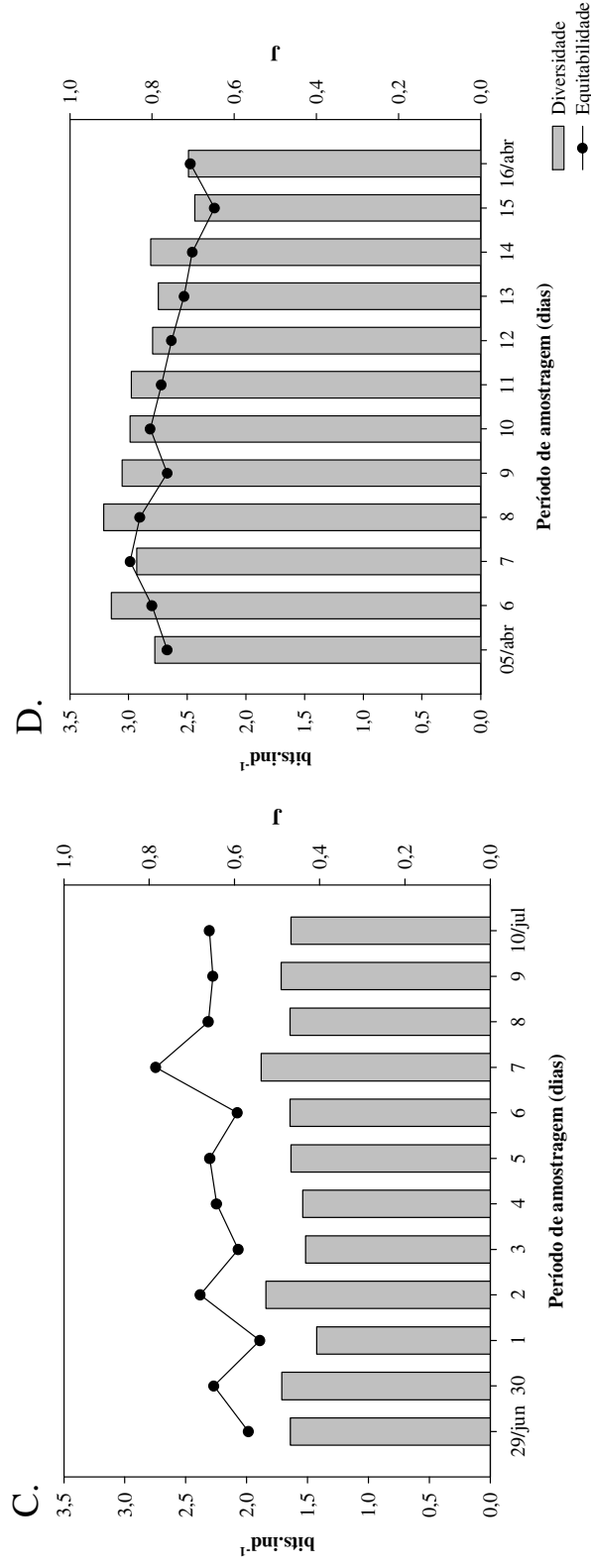


Figura 15. Diversidade (bits.ind⁻¹) e Equitabilidade (J) de Shannon Wiener, da comunidade de Rotífera do Açude de Onda Verde na estação seca, de 20 a 31 de julho de 2009 (A.) e na estação chuvosa entre 23 de fevereiro a 6 de março de 2010 (B.). Na estação seca da Lagoa Poço das Pedras, entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 (C.) e na estação chuvosa de 05 a 16 de abril de 2010 (D.).

No Açude de Onda Verde, não ocorreram grandes variações nos valores de diversidade e equitabilidade comparando-se os dois períodos de amostragem, sendo menores que aqueles da Lagoa Poço das Pedras (**Figura 15. A. e B.**).

Os maiores valores de diversidade podem ser observados na Lagoa Poço das Pedras. Destacaram-se os valores da estação chuvosa, bem elevados de diversidade e equitabilidade, entre 2,4 a 3,2 bits.ind⁻¹ de diversidade e 0,6 a 0,8 de equitabilidade (**Figura 15 C. e D.**).

d.) Freqüência relativa e Dominância

Entre os ambientes estudados, os táxons das famílias Brachionidae, Conochilidae, Gastropodidade, Hexarthridae, Synchaetidae e Trochosphaeridae foram os relativamente mais abundantes e predominantes.

No Açude de Onda Verde, verificou-se os maiores valores de índice de dominância, nas estações seca e chuvosa.

Uma espécie a ser destacada é *Polyarthra vulgaris*, a única espécie que foi uma das três dominantes, em todos dias de estudo, dos dois ambientes (Açude e Lagoa) e estações seca e chuvosa, com exceção do dia 07 de abril (estação chuvosa) da Lagoa Poço das Pedras. Vale ressaltar que, apenas no dia 7 de abril de 2010 esta espécie não foi registrada na amostra.

Tabela 2. Índice de dominância e frequência relativa diária dos principais táxons de rotíferos nas estações seca (20 a 31 de julho de 2009) e chuvosa (23 de fevereiro a 06 de março de 2010) do Açude de Onda Verde e estação seca (29 de junho a 10 de julho de 2009) e chuvosa (5 a 16 de abril de 2010) na Lagoa Poço das Pedras (P. das Pedras).

Data	Local	Dominância (D)	Dominante 1	Dominante 2	Dominante 3
29/6/2009	P. das Pedras	0,283	<i>Polyarthra vulgaris</i> 45%	<i>Synchaeta pectinata</i> 20%	<i>Conochilus unicornis</i> 16%
30/6/2009	P. das Pedras	0,23	<i>Conochilus unicornis</i> 30%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 28%	<i>Gastropus hyptopus</i> 22%
1/7/2009	P. das Pedras	0,341	<i>Polyarthra vulgaris</i> 53%	<i>Conochilus unicornis</i> 18%	<i>Gastropus hyptopus</i> 16%
2/7/2009	P. das Pedras	0,225	<i>Polyarthra vulgaris</i> 38%	<i>Gastropus hyptopus</i> 20%	<i>Conochilus unicornis</i> 18%
3/7/2009	P. das Pedras	0,334	<i>Polyarthra vulgaris</i> 53%	<i>Conochilus unicornis</i> 18%	<i>Gastropus hyptopus</i> 12%
4/7/2009	P. das Pedras	0,282	<i>Polyarthra vulgaris</i>	<i>Conochilus unicornis</i>	<i>Gastropus hyptopus</i>

5/7/2009	P. das Pedras	0,263	41% <i>Polyarthra vulgaris</i>	29% <i>Conochilus unicornis</i>	12% <i>Gastropus hyptopus</i>
6/7/2009	P. das Pedras	0,27	36% <i>Polyarthra vulgaris</i>	34% <i>Conochilus unicornis</i>	11% <i>Gastropus hyptopus</i>
7/7/2009	P. das Pedras	0,193	44% <i>Gastropus hyptopus</i>	19% <i>Polyarthra vulgaris</i>	15% <i>Conochilus unicornis</i>
8/7/2009	P. das Pedras	0,232	27% <i>Polyarthra vulgaris</i>	26% <i>Gastropus hyptopus</i>	19% <i>Conochilus unicornis</i>
9/7/2009	P. das Pedras	0,22	33% <i>Polyarthra vulgaris</i>	24% <i>Conochilus unicornis</i>	19% <i>Gastropus hyptopus</i>
10/7/2009	P. das Pedras	0,231	30% <i>Polyarthra vulgaris</i>	26% <i>Conochilus unicornis</i>	21% <i>Gastropus hyptopus</i>
			33% <i>Polyarthra vulgaris</i>	21% <i>Conochilus unicornis</i>	20% <i>Gastropus hyptopus</i>
Data	Local	Dominância (D)	Dominante 1	Dominante 2	Dominante 3
20/7/2009	Onda Verde	0,381	<i>Polyarthra vulgaris</i> 55%	<i>Keratella tecta</i> 30%	<i>Brachionus falcatus</i> 4%
21/7/2009	Onda Verde	0,291	<i>Keratella tecta</i> 40%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 34%	<i>Hexarthra intermedia</i> 10%
22/7/2009	Onda Verde	0,326	<i>Keratella tecta</i> 24%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 23%	<i>Hexarthra intermedia</i> 3%
23/7/2009	Onda Verde	0,28	<i>Polyarthra vulgaris</i> 39%	<i>Keratella tecta</i> 33%	<i>Synchaeta pectinata</i> 8%
24/7/2009	Onda Verde	0,276	<i>Polyarthra vulgaris</i> 38%	<i>Keratella tecta</i> 34%	<i>Synchaeta pectinata</i> 10%
25/7/2009	Onda Verde	0,281	<i>Keratella tecta</i> 38%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 35%	<i>Brachionus falcatus</i> 9%
26/7/2009	Onda Verde	0,33	<i>Keratella tecta</i> 42%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 38%	<i>Synchaeta pectinata</i> 6%
27/7/2009	Onda Verde	0,336	<i>Polyarthra vulgaris</i> 51%	<i>Keratella tecta</i> 25%	<i>Synchaeta pectinata</i> 10%

28/7/2009	Onda Verde	0,379	<i>Polyarthra vulgaris</i> 55%	<i>Keratella tecta</i> 26%	<i>Synchaeta pectinata</i> 9%
29/7/2009	Onda Verde	0,325	<i>Polyarthra vulgaris</i> 42%	<i>Keratella tecta</i> 38%	<i>Anuraeopsis fissa</i> 4%
30/7/2009	Onda Verde	0,394	<i>Polyarthra vulgaris</i> 58%	<i>Keratella tecta</i> 22%	<i>Brachionus falcatus</i> 6%
31/7/2009	Onda Verde	0,338	<i>Polyarthra vulgaris</i> 47%	<i>Keratella tecta</i> 33%	<i>Synchaeta pectinata</i> 5%
Data	Local	Dominância (D)	Dominante 1	Dominante 2	Dominante 3
5/4/2010	P. das Pedras	0,118	<i>Polyarthra vulgaris</i> 26%	<i>Filinia terminalis</i> 18%	<i>Kellicottia bostoniensis</i> 7%
6/4/2010	P. das Pedras	0,081	<i>Polyarthra vulgaris</i> 21%	<i>Filinia terminalis</i> 11%	<i>Keratella tecta</i> 9%
7/4/2010	P. das Pedras	0,075	<i>Filinia terminalis</i> 14%	<i>Anuraeopsis fissa</i> 11%	<i>Kellicottia bostoniensis</i> 11%
8/4/2010	P. das Pedras	0,066	<i>Kellicottia bostoniensis</i> 18%	<i>Brachionus angularis</i> 9%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 8%
9/4/2010	P. das Pedras	0,081	<i>Polyarthra vulgaris</i> 18%	<i>Kellicottia bostoniensis</i> 13%	<i>Filinia terminalis</i> 11%
10/4/2010	P. das Pedras	0,078	<i>Kellicottia bostoniensis</i> 18%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 12%	<i>Filinia terminalis</i> 8%
11/4/2010	P. das Pedras	0,087	<i>Polyarthra vulgaris</i> 22%	<i>Kellicottia bostoniensis</i> 11%	<i>Keratella tecta</i> 7%
12/4/2010	P. das Pedras	0,113	<i>Polyarthra vulgaris</i> 27%	<i>Keratella tecta</i> 9%	<i>Synchaeta pectinata</i> 9%
13/4/2010	P. das Pedras	0,123	<i>Polyarthra vulgaris</i> 29%	<i>Keratella lenzi</i> 12%	<i>Keratella tecta</i> 7%
14/4/2010	P. das Pedras	0,114	<i>Polyarthra vulgaris</i> 22%	<i>Gastropus hyptopus</i> 21%	<i>Keratella tecta</i> 10%
15/4/2010	P. das Pedras	0,152	<i>Gastropus hyptopus</i>	<i>Polyarthra vulgaris</i>	<i>Keratella tecta</i>

16/4/2010	P. das Pedras	0,144	30%	<i>Gastropus hyptopus</i>	18%	10%
			31%		<i>Filinia terminalis</i>	<i>Polyarthra vulgaris</i>
					11%	11%
Data	Local	Dominância (D)	Dominante 1	Dominante 2	Dominante 3	
23/2/2010	Onda Verde	0,517	<i>Brachionus falcatus</i> 69%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 20%	<i>Conochilus coenobasis</i> 5%	
24/2/2010	Onda Verde	0,478	<i>Polyarthra vulgaris</i> 54%	<i>Brachionus falcatus</i> 44%	<i>Filinia opoliensis</i> 1%	
25/2/2010	Onda Verde	0,459	<i>Polyarthra vulgaris</i> 52%	<i>Brachionus falcatus</i> 43%	<i>Filinia opoliensis</i> 1%	
26/2/2010	Onda Verde	0,484	<i>Brachionus falcatus</i> 51%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 47%	<i>Anuraeopsis fissa</i> 1%	
27/2/2010	Onda Verde	0,416	<i>Brachionus falcatus</i> 50%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 41%	<i>Keratella americana</i> 3%	
28/2/2010	Onda Verde	0,479	<i>Brachionus falcatus</i> 60%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 35%	<i>Filinia opoliensis</i> 3%	
1/3/2010	Onda Verde	0,565	<i>Brachionus falcatus</i> 72%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 21%	<i>Anuraeopsis fissa</i> 2%	
2/3/2010	Onda Verde	0,451	<i>Brachionus falcatus</i> 50%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 44%	<i>Anuraeopsis fissa</i> 2%	
3/3/2010	Onda Verde	0,366	<i>Brachionus falcatus</i> 43%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 40%	<i>Brachionus mirus</i> 13%	
4/3/2010	Onda Verde	0,418	<i>Brachionus falcatus</i> 51%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 39%	<i>Brachionus mirus</i> 2%	
5/3/2010	Onda Verde	0,419	<i>Brachionus falcatus</i> 55%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 34%	<i>Anuraeopsis fissa</i> 7%	
6/3/2010	Onda Verde	0,297	<i>Brachionus falcatus</i> 40%	<i>Polyarthra vulgaris</i> 34%	<i>Anuraeopsis fissa</i> 10%	

e.) Abundância total ou absoluta

Entre os dois ambientes estudados (Açude de Onda Verde e Lagoa Poço das Pedras), os maiores valores de abundância ocorreram no açude, em ambas as estações de amostragem, seca e chuvosa (**Figura 16 A. e B.**).

Na estação seca, foram registrados os maiores valores de abundância absoluta para os dois ambientes de estudados (**Figura 16 A.**). O Açude de Onda Verde foi o ambiente com variações mais expressivas na abundância entre os dias amostrados, nas duas estações, seca e chuvosa.

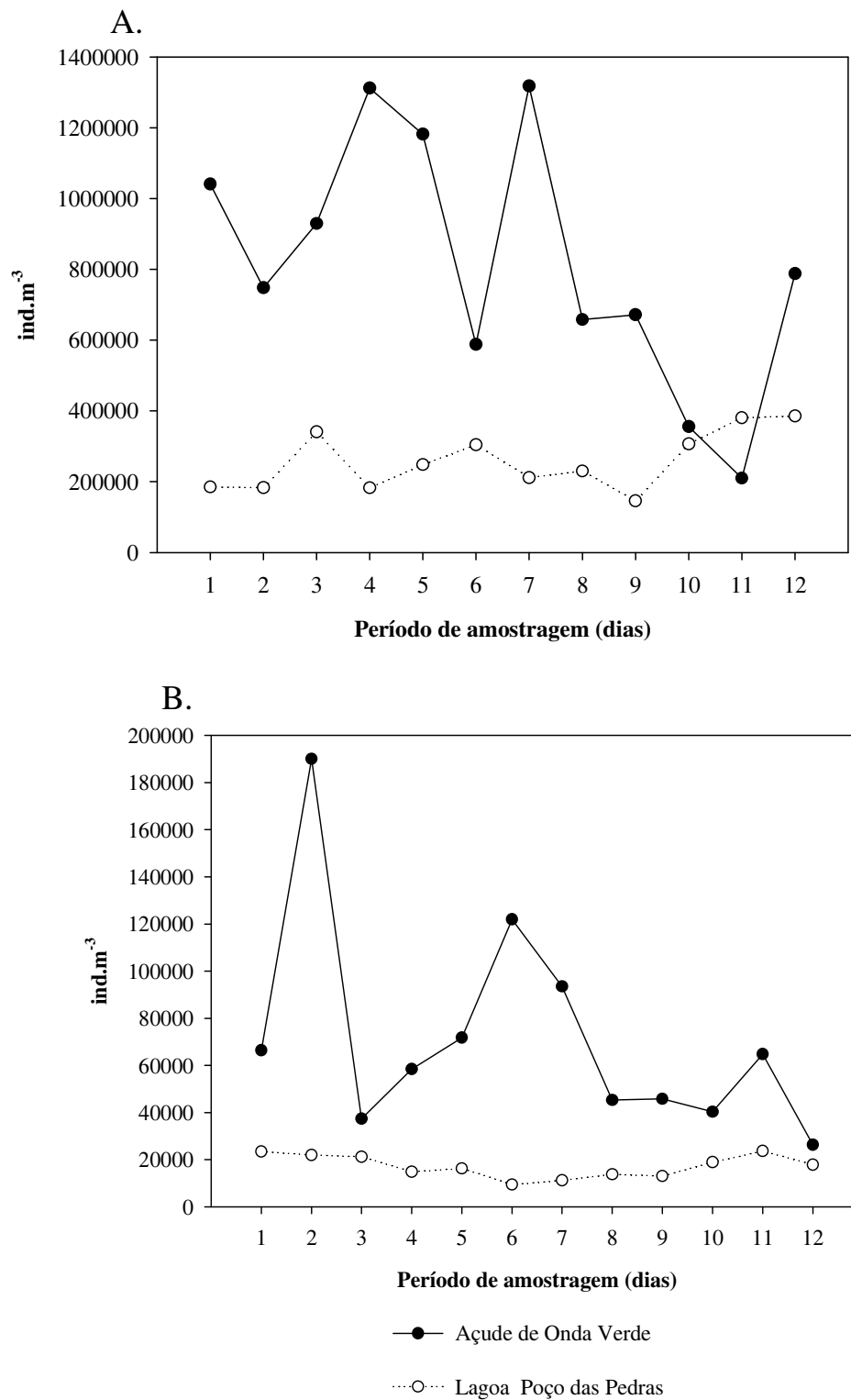


Figura 16. Abundância Total ou Absoluta (ind.m^{-3}) dos rotíferos na Lagoa Poço das Pedras entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde entre o período de 20 a 31 de julho de 2009 (A.) e estação chuvosa da lagoa Poço das Pedras entre o período de 05 a 16 de abril de 2010 e o Açude de Onda Verde entre o período de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (B.).

f.) Abundância Absoluta das principais espécies

✓ Estação Seca de 2009

No Açude de Onda Verde, a espécie *Polyarthra vulgaris* apresentou os maiores valores de variação diária de abundância, de 150mil a 600mil ind.m⁻³ (**Anexo 4.**).

Na Lagoa Poço das Pedras, os maiores valores diários de abundância absoluta ocorreram para a espécie *Keratella tecta*, variando entre 100mil e 600mil ind.m⁻³ (**Anexo 5.**).

✓ Estação Chuvosa de 2010

Na estação chuvosa como na estação seca, a espécie *Polyarthra vulgaris* apresentou os maiores valores de variação diária de abundância, entre 15mil a 30mil ind.m⁻³. Um pico na abundância foi registrado no 2º dia de amostragem atingindo 105mil ind.m⁻³ (**Anexo 11.**).

A espécie *Brachionus falcatus* também se destacou pela alta abundância, sendo a variação entre 10.600 a 83.000 ind.m⁻³.

As espécies que mais se destacaram no período chuvoso na Lagoa Poço das Pedras foram *Polyarthra vulgaris* (**Anexo 11.**), *Filinia terminalis* e *Kellicottia bostoniensis* (**Anexo 9.**), *Keratella lenzi* (**Anexo 10.**), *K. tecta* e *Polyarthra vulgaris* (**Anexo 11.**). A espécie *Gastropus hyptopus* teve grandes aumentos na abundância nos três últimos dias de amostragem, atingindo 7100mil ind.m⁻³ no penúltimo dia de amostragem (**Anexo 9.**).

2. BIOMASSA

a.) Peso seco individual

Na **Tabela 3.** estão apresentados os valores de biovolume calculados a partir de cálculos a partir das fórmulas geométricas propostas por Ruttner-Kolisko (1977) e do peso seco individual das principais espécies no Açude de Onda Verde e lagoa Poço das Pedras, nos dois períodos estudados.

Considerando os dois ambientes amostrados e nos dois períodos de coleta, a espécie que apresentou o maior valor de peso seco foi *Platyonus patulus macracanthus* (0,268 µgPS.ind⁻¹) na Lagoa Poço das Pedras, na estação chuvosa de 2009. O menor valor foi obtido para *Anuraeopsis fissa* (0,007 µgPS.ind⁻¹) no Açude de Onda Verde, na estação chuvosa de 2009.

A espécie *Brachionus falcatus* foi encontrada no Açude de Onda Verde nos dois períodos de amostragem e obteve valor maior na estação seca. As outras seis espécies, nos dois períodos de amostragem, no Açude de Onda Verde também apresentaram valores maiores na estação seca.

Das cinco espécies que foram obtidos valores de peso seco individual, na estação seca e chuvosa, na Lagoa Poço das Pedras, a maioria mostrou valores mais altos na estação seca, com exceção das espécies *Synchaeta pectinata* com valores de $0,081 \mu\text{gPS.ind}^{-1}$ e $0,091 \mu\text{gPS.ind}^{-1}$, na estação seca e chuvosa, respectivamente. A espécie *Keratella lenzi* mostrou mesmo valor de peso seco na estação seca e chuvosa ($0,017 \mu\text{gPS.ind}^{-1}$).

A espécie *Polyarthra vulgaris* foi observada nos dois ambientes, em ambos os períodos. Comparando-se os valores de peso seco obtidos para esta espécie, observa-se que, entre os ambientes estudados, o maior valor foi obtido na estação seca da Lagoa Poço das Pedras ($0,066 \mu\text{gPS.ind}^{-1}$). Entre os períodos, os maiores valores ocorreram na estação seca de ambos os locais de amostragem.

Tabela 3. Biovolume calculado a partir das fórmulas geométricas e/ou de cálculos propostas por Ruttnner-Kolisko (1977) e biomassa das principais espécies no Açude de Onda Verde, na estação Seca (20 a 31 de julho de 2009) e Chuvosa (23 de fevereiro a 06 de março de 2010) e na Lagoa Poço das Pedras na estação Seca (29 de junho a 30 de julho de 2009) e na estação Chuvosa (05 a 16 de abril de 2010).

Espécie	Fórmula Geométrica	Fórmula de cálculo	Fator (p.seco:p.úmido)*	Local	Estação do ano	Dimensões**	Biovolume (μm^3)	Biomassa ($\mu\text{gPS/ind}$)
<i>Anuraeopsis fissa</i>	2G.h/2	v = 0,33 x a b c	0,10 ^a	Onda Verde	Seca	a = 87,6	80.514	0,008
						b = 48,0		
						c = 37,9		
				Onda Verde	Chuvosa	a = 88,0	75.677	0,007
						b = 46,8		
						c = 36,5		
				Poço das Pedras	Chuvosa	a = 93,6	96.022	0,01
						b = 50,1		
						c = 40,4		
<i>Ascomorpha agilis</i>	$4\pi.r_1.r_2.r_3/3$	v = 0,52 x a b c	0,14 ^b	Poço das Pedras	Seca	a = 106,3	452.835	0,063
						b = 89,7		
						c = 89,7		
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	$4\pi.r_1.r_2.r_3/3$	v = 0,52 x a b c	0,14 ^b	Poço das Pedras	Chuvosa	a = 110,6	343.138	0,048
						b = 78,2		
						c = 73,9		
<i>Brachionus angularis</i>	$4\pi.r_1.r_2.r_3/3$	v = 0,52 x a b c	0,10 ^b	Poço das Pedras	Chuvosa	a = 122,9	444.129	0,044
						b = 87,4		
						c = 69,1		
<i>Brachionus angularis bidens</i>	$4\pi.r_1.r_2.r_3/3$	v = 0,52 x a b c	0,10 ^b	Onda Verde	Seca	a = 109,5	303.533	0,03
						b = 86,4		

<i>Brachionus angularis chelonis</i>	$4\pi.r_1r_2r_3/3$	$v = 0,52 \times a \times b \times c$	0,10 ^b	Poço das Pedras	Chuvosa	c = 54,8	144.241	0,014
						a = 93,0		
						b = 64,6		
						c = 41,7		
<i>Brachionus falcatus</i>	$4\pi.r_1r_2r_3/3$	$v = 0,52 \times a \times b \times c$	0,10 ^b	Onda Verde	Seca	a = 165,0	893.362	0,089
						b = 145,5		
						c = 63,7		
						a = 164,4		
<i>Brachionus mirus</i>	$4\pi.r_1r_2r_3/3$	$v = 0,52 \times a \times b \times c$	0,10 ^b	Onda Verde	Chuvosa	b = 139,6	858.034	0,086
						c = 64,5		
						a = 135,2		
						b = 95,3		
<i>Collotheca</i> sp.	$r^2\pi h/3$	$v = 0,26 \times a \times b^2$	0,10 ^a	Onda Verde	Seca	c = 39,4	291.019	0,029
						a = 125,8		
						b = 90,9		
						c = 38,3		
<i>Collotheca</i> sp.	$r^2\pi h/3$	$v = 0,26 \times a \times b^2$	0,10 ^a	Poço das Pedras	Chuvosa	a = 129,4	253.954	0,025
						b = 85,4		
						c = 40,0		
						a = 102,7		
<i>Collotheca</i> sp.	$r^2\pi h/3$	$v = 0,26 \times a \times b^2$	0,10 ^a	Poço das Pedras	Seca	b = 41,0	135.786	0,013
						a = 123,0		
						b = 45,0		
						a = 150,6		

<i>Conochilus coenobasis</i>	$r^2\pi h/3$	$v = 0,26 \times a \times b^2$	0,12 ^b	Onda Verde	Chuvosa	b = 79,5 c = 64,6	257.504	0,031
						a = 154,7 b = 87,3 c = 65,3	311.259	0,037
				Poço das Pedras	Chuvosa	a = 133,1 b = 79,1 c = 59,6	224.425	0,027
<i>Conochilus unicornis</i>	$r^2\pi h/3$	$v = 0,26 \times a \times b^2$	0,12 ^b	Poço das Pedras	Seca	a = 130,8 b = 68,3 c = 60,4	167.758	0,02
				Onda Verde	Seca	a = 168,3 b = 52,7	248.146	0,03
<i>Filinia opoliensis</i>	$4\pi \cdot r_1 r_2 r_3/3$	$v = 0,52 \times a \times b^2$	0,11 ^b	Onda Verde	Chuvosa	a = 164,5 b = 50,3	220.019	0,024
				Poço das Pedras	Chuvosa	a = 183,1 b = 54,2	297.292	0,033
<i>Filinia terminalis</i>	$4\pi \cdot r_1 r_2 r_3/3$	$v = 0,52 \times a \times b^2$	0,11 ^b	Poço das Pedras	Chuvosa	a = 142,4 b = 61,2	316.636	0,034
				Poço das Pedras	Seca	a = 126,8 b = 101,5 c = 96,2	1.048.691	0,115
<i>Gastropus hyptopus</i>	$r_1 r_2 \pi \cdot h$	$v = 0,8 \times a \times b \times c$	0,11 ^b					

						b = 64,9			
<i>Keratella tecta</i>	$r^2\pi h/6$	$v = 0,13 \times a \times b^2$	0,26 ^b	Onda Verde	Seca	a = 114,7 b = 55,7	46.414		0,012
				Poço das Pedras	Chuvosa	a = 121,0 b = 57,8	53.368		0,014
<i>Keratella tropica</i>	a b c	$v = a \times b \times c$	0,09 ^b	Poço das Pedras	Chuvosa	a = 119,0 b = 76,3 c = 47,9	456.431		0,041
				Poço das Pedras	Chuvosa	a = 223,4 b = 168,4 c = 119,3	2.682.933		0,268
<i>Platonium p. macracanthus</i>	$4\pi \cdot r_1 \cdot r_2 \cdot r_3/3$	$v = 0,52 \times a \times b \times c$	0,10 ^a	Poço das Pedras	Chuvosa	a = 155,4 b = 122,4 c = 93,5	1.054.777		0,105
				Poço das Pedras	Chuvosa	a = 122,8 b = 72,5 c = 55,4	547.443		0,055
<i>Platonium p. patulus</i>	$4\pi \cdot r_1 \cdot r_2 \cdot r_3/3$	$v = 0,52 \times a \times b \times c$	0,10 ^a	Onda Verde	Seca	a = 127,2 b = 73,8 c = 63,3	664.323		0,066
				Poço das Pedras	Seca	a = 118,4 b = 71,5 c = 57,2	540.501		0,054
<i>Polyarthra vulgaris</i>	a b c	$v = a \times b \times c$	0,10 ^b	Onda Verde	Chuvosa	a = 111,5			

		Poço das Pedras	Chuvosa	b = 68,1 c = 55,8	443.684	0,049
		Onda Verde	Seca	a = 225,4 b = 145,5	1.357.881	0,067
<i>Synchaeta pectinata</i>	$r^2\pi h/3$	Poço das Pedras	Seca	a = 232,9 b = 158,3	1.614.063	0,081
	$v = 0,26 \times a \times b^2$					
	0,05 ^b					
		Poço das Pedras	Chuvosa	a = 247,1 b = 160,8	1.839.735	0,091
<i>Synchaeta stylata</i>	$r^2\pi h/3$	Poço das Pedras	Seca	a = 196,53 b = 136,4	1.040.533	0,042
	$v = 0,26 \times a \times b^2$					
	0,04 ^b					
<i>Trichocerca similis</i>	$r^2\pi h + r^2\pi h/3$	Poço das Pedras	Chuvosa	a = 196,1 b = 60,4	358.736	0,036
	$v = 0,52 \times a \times b^2$					
	0,10 ^a					

*Fator de Correção (peso seco: peso úmido): ^a Segundo Bottrell et al. (1976); ^b Segundo Pauli (1989); **Dimensões (a=comprimento; b=largura; c=altura)

b.) Biomassa Total

Os mais elevados valores de biomassa total de rotíferos foram obtidos no Açude de Onda Verde, nos dois períodos de amostragem (**Figuras 17. (B.) e 18. (B.)**).

Comparando-se os períodos de amostragem, seca e chuvosa, na estação seca ocorreu a maior biomassa média (Figuras 17. (**A.** e **B.**)).

Os menores valores de biomassa total de rotíferos foram obtidos na Lagoa Poço das Pedras, em sua estação chuvosa, e variaram de $0,42 \text{ mgPS.m}^{-3}$ (10 e 11/abr) a $2,1 \text{ mgPS.m}^{-3}$ (14/abr), **Figura 18. A.**

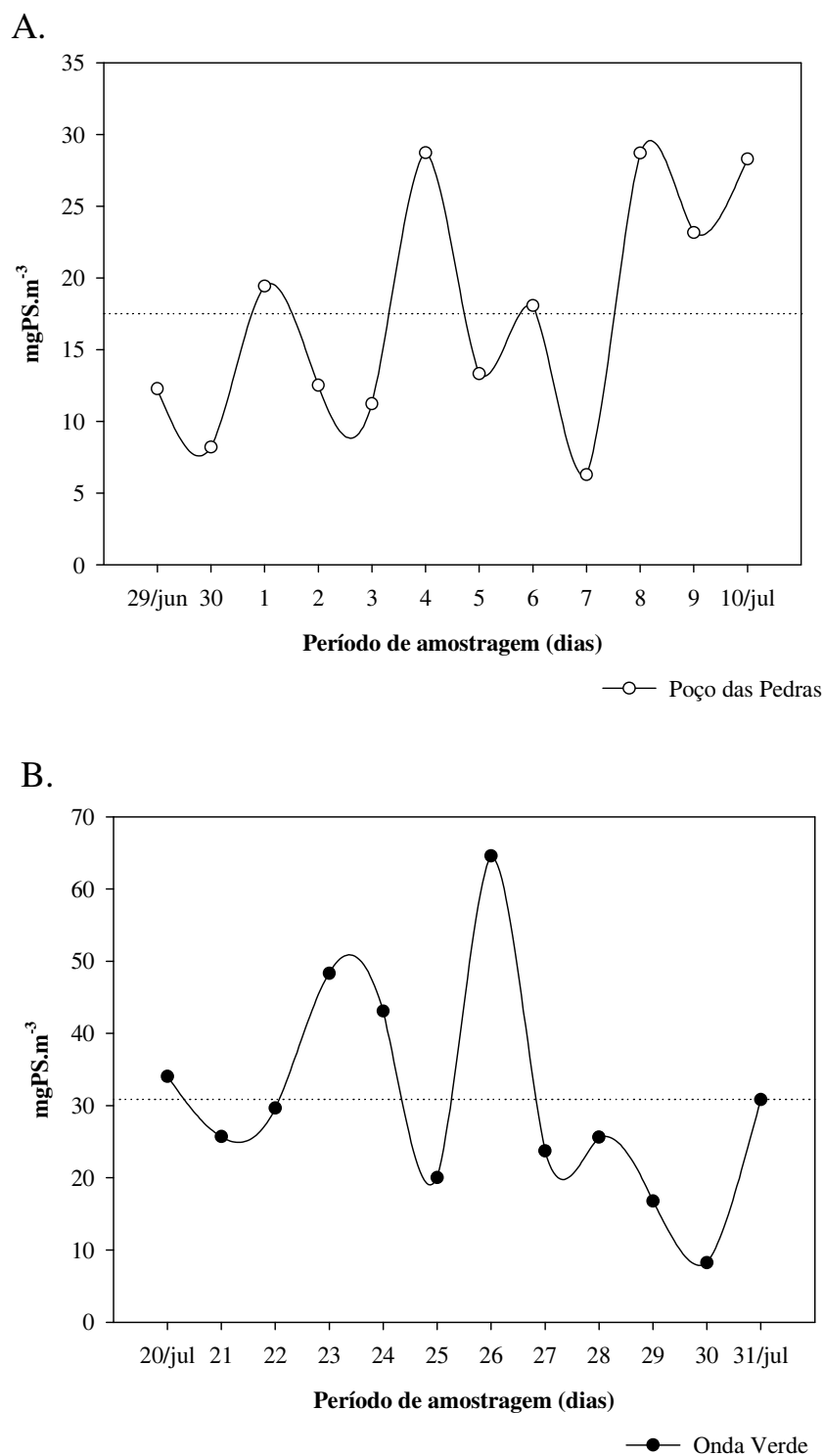


Figura 17. Variação diária da Biomassa Total (mgPS.m⁻³), estimada para a Lagoa Poço das Pedras (A.), entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e Açude de Onda Verde (B.), de 20 a 31 de julho de 2009 (a linha pontilhada representa a média para o período).

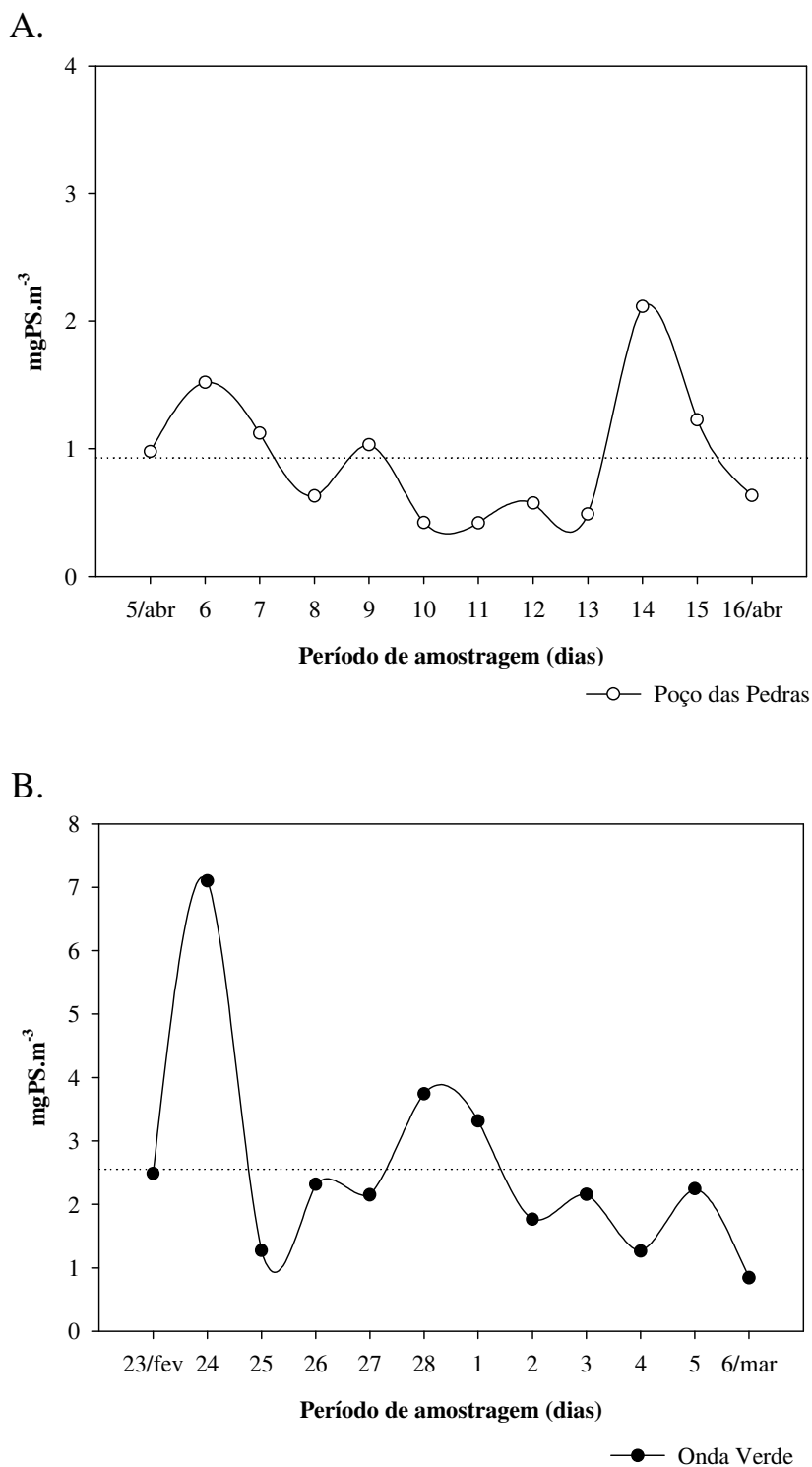


Figura 18. Variação diária da Biomassa Total (mgPS.m⁻³), estimada para a Lagoa Poço das Pedras (A.), de 05 a 16 de abril de 2010 e Açude de Onda Verde (B.), entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

c.) Biomassa das principais espécies

Na estação seca, foram observados os maiores valores médios de biomassa para as principais espécies, tanto para o Açude (**Figura 19. A.**) quanto para a Lagoa (**Figura 19. B.**).

As espécies *Polyarthra vulgaris* e *Synchaeta pectinata* se destacaram com valores altos de biomassa, em ambos os ambientes. Além dessas duas espécies, *Gastropus hyptopus* foi também a espécie com maior média de biomassa na Lagoa Poço das Pedras e, *Keratella tecta* no Açude de Onda Verde (**Figuras 19 e 20**).

Na Lagoa Poço das Pedras, na estação chuvosa, as espécies *P. vulgaris*, *G. hyptopus* e *S. pectinata* contribuíram com os maiores valores médios de biomassa, além da espécie *Filinia terminalis*, que não foi registrada na estação seca deste mesmo ambiente (**Figura 20 A. e Tabela 1.**).

No Açude de Onda Verde, apenas duas espécies mostram maiores valores de biomassa. Foram: *Brachionus falcatus*, sendo a espécie com maior valor de peso seco médio desse ambiente neste período (**Tabela 3.**) e a espécie *P. vulgaris*, presente em todos os períodos e ambientes de estudo (**Figura 20 B.**).

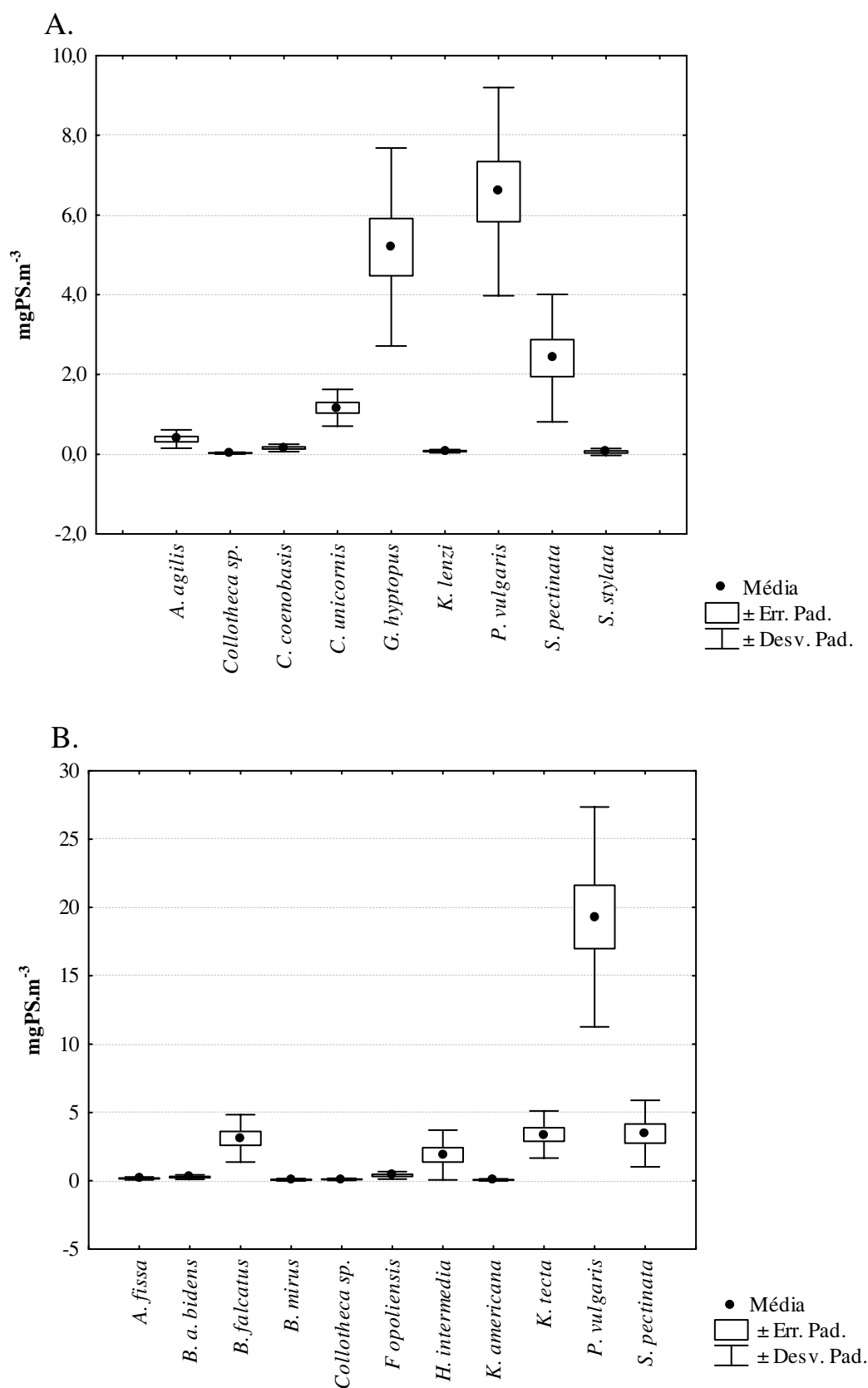


Figura 19. Média, Erro e Desvio Padrão dos valores de biomassa diária (mgPS.m⁻³) das principais espécies de rotíferos na Lagoa Poço das Pedras (**A.**), entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e Açude de Onda Verde (**B.**), de 20 a 31 de julho de 2009.

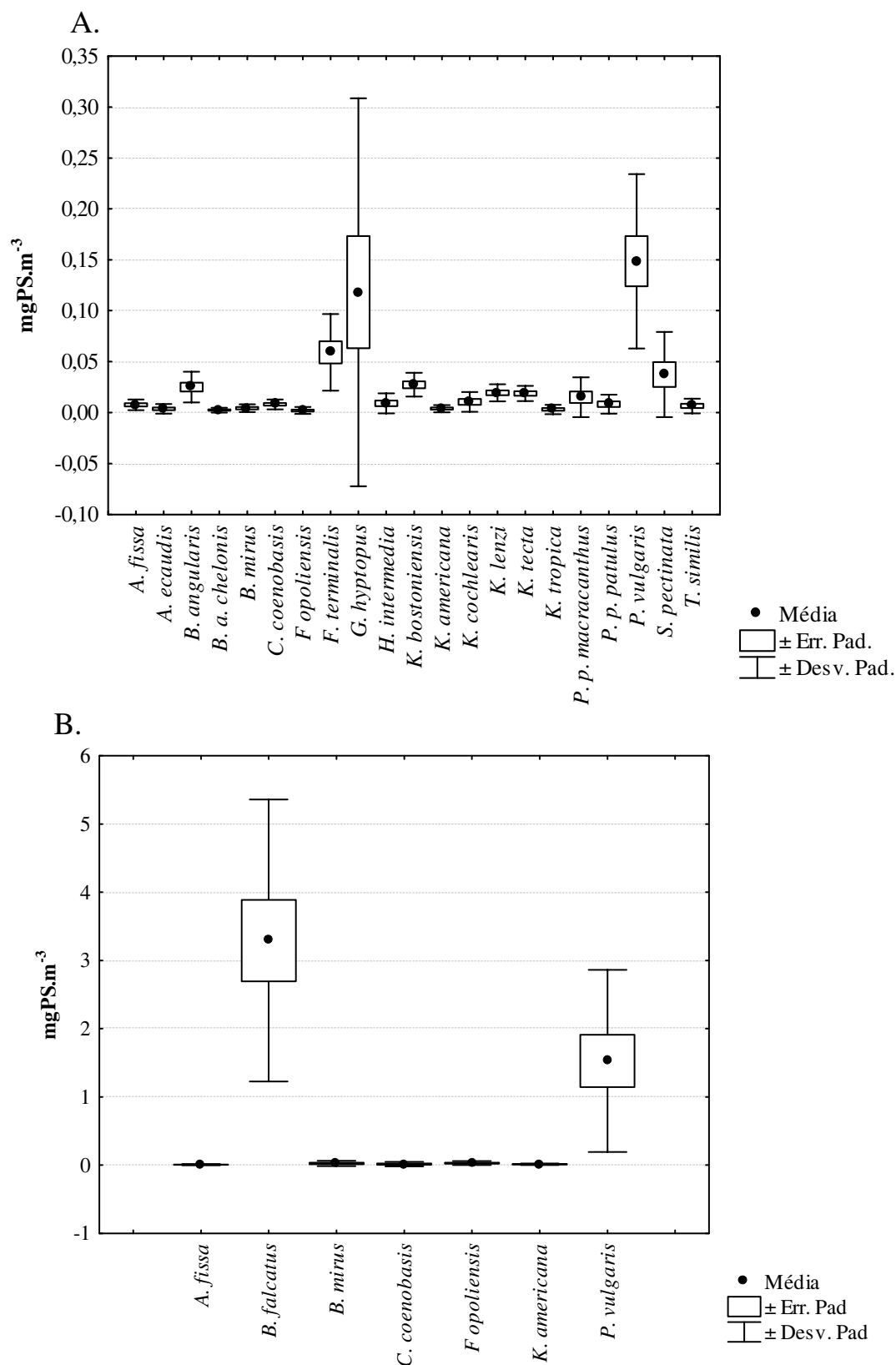


Figura 20. Média, Erro e Desvio Padrão dos valores de biomassa diária (mgPS.m⁻³) das principais espécies de rotíferos na Lagoa Poço das Pedras (A.), de 05 a 16 de abril de 2010 e Açude de Onda Verde (B.), entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010.

3. PRODUTIVIDADE SECUNDÁRIA

a.) Produtividade secundária das principais espécies de rotíferos

✓ Estação Seca

Na Lagoa Poço das Pedras, sete espécies apresentaram ovos na estação seca. As produtividades das espécies principais, ao longo do período de coletas, estão representadas nas **Figuras 22, 23 e 24**.

Dentre as espécies que apresentaram ovos, as que obtiveram os maiores valores de variação de produtividade, durante o período de amostragem foram *Polyarthra vulgaris* (**Figura 23.**) e *Synchaeta pectinata* (**Figura 24.**).

Polyarthra vulgaris mostrou oscilações na produtividade durante o período, com valores variando entre 0,3 a 2,6mgPS.m⁻³.dia⁻¹ sendo a média de 1,20 mgPS.m⁻³.dia⁻¹ para o período; a maior média entre as espécies amostradas. *Synchaeta pectinata*, apresentou a 2ª maior média de produtividade, do período de amostragem na Lagoa Poço das Pedras (0,92 mgPS.m⁻³.dia⁻¹). Esta espécie teve valores baixos no início do período, entre 0,05 e 0,46mgPS.m⁻³.dia⁻¹ e depois no último dia de amostragem, houve uma elevação para 3,70 mgPS.m⁻³.dia⁻¹.

Polyarthra vulgaris foi uma espécie que se destacou, sendo a mais dominante e conseqüentemente com a maior abundância relativa em praticamente todo o período de amostragem, com exceção do 2º e 9º dias de coleta, em que permaneceu como a 2ª espécie dominante. Logo, *Synchaeta pectinata*, foi a 2ª espécie mais dominante e com maior abundância no 1º dia de coleta da Lagoa Poço das Pedras (**Tabela 2.**).

No Açude de Onda Verde, onze espécies apresentaram ovos na estação seca, com um número maior que aquele apresentado na Lagoa Poço das Pedras, no mesmo período. A variação da produtividade, ao longo do período de coletas está representada nas figuras **25, 26, 27, 28 e 29**.

Dentre as espécies que apresentaram ovos no Açude, aquelas com os maiores valores de variação de produtividade foram *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta pectinata* e *Brachionus angularis bidens*. As médias do período foram 9,4 mgPS.m⁻³.dia⁻¹ para *P. vulgaris* (**Figura 28.**), 1,5 mgPS.m⁻³.dia⁻¹ para a espécie *S. pectinata* (**Figura 29.**) e 0,10 mgPS.m⁻³.dia⁻¹ para *B. a. bidens* (**Figura 26.**).

Em oito dias de amostragem, no Açude de Onda Verde, *Polyarthra vulgaris* foi a espécie de maior dominância e relativamente mais abundante na estação seca. *Synchaeta pectinata* foi a 3ª espécie mais abundante em 6 dias de coletas (**Tabela 2.**).

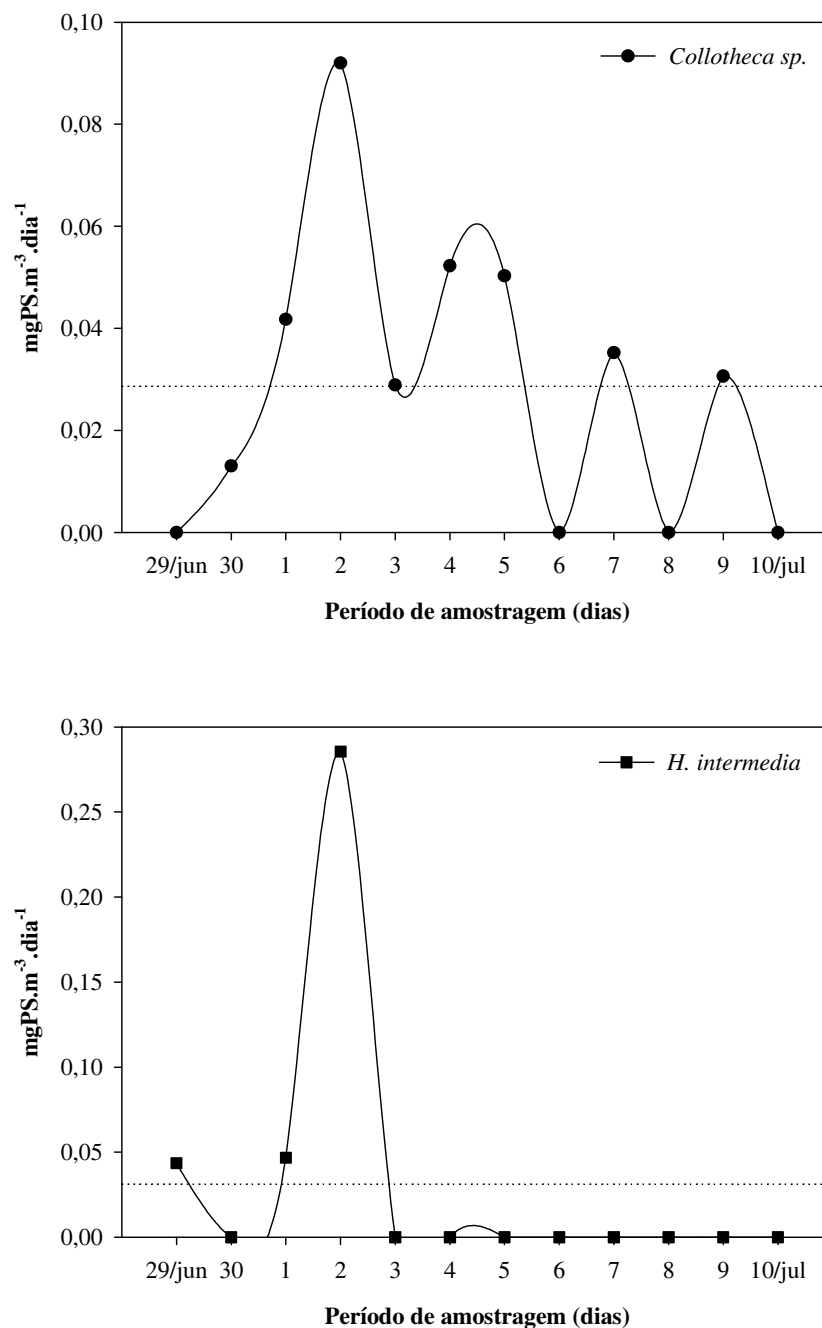


Figura 22. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Collotheca sp.* e *Hexarthra intermedia*, na Lagoa Poço das Pedras, na estação seca de 2009 (a linha pontilhada representa a média para o período).

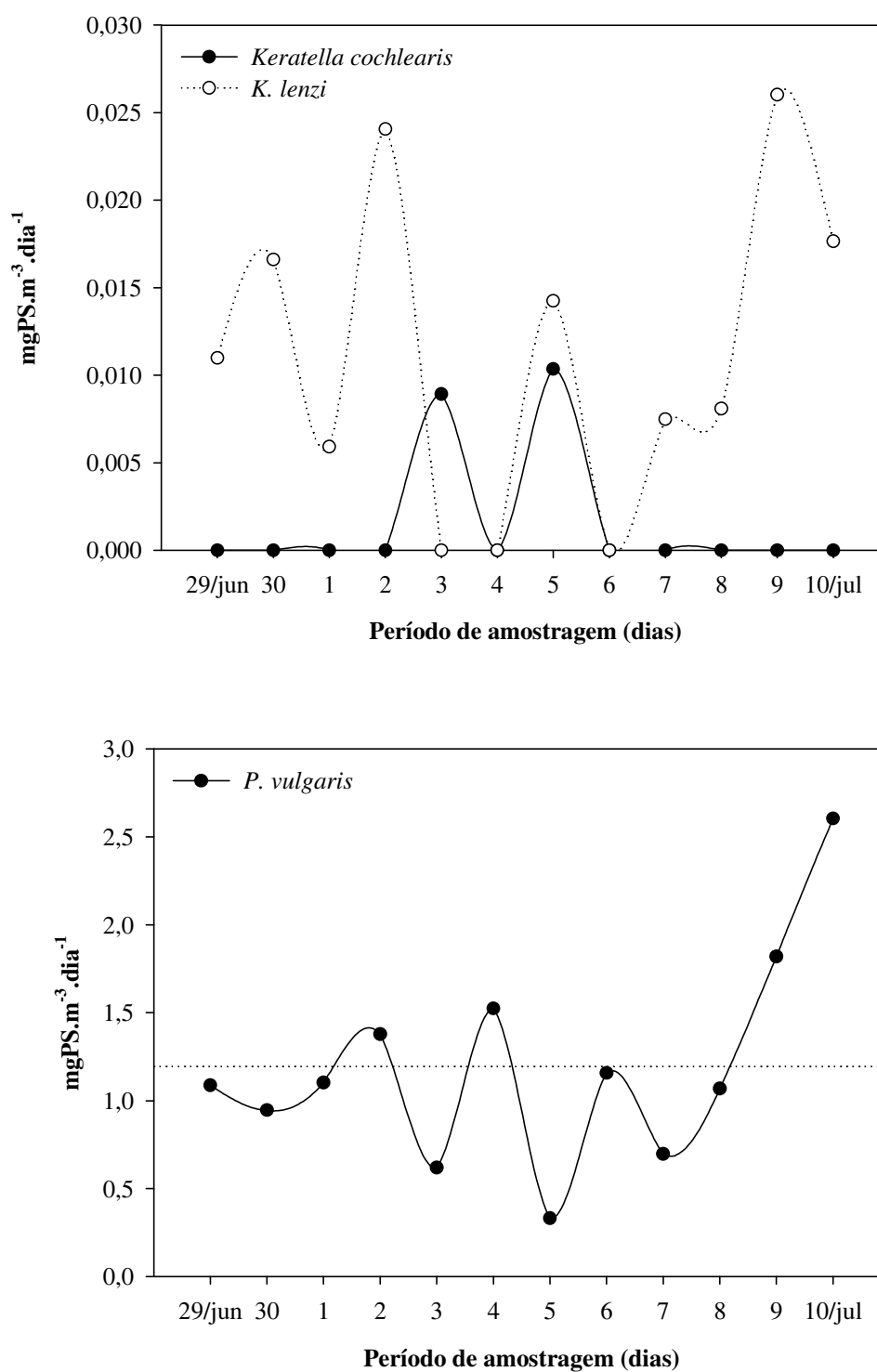


Figura 23. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Keratella cochlearis*, *Keratella lenzi* e *Polyarthra vulgaris* na Lagoa Poço das Pedras, na estação seca de 2009 (a linha pontilhada representa a média para o período).

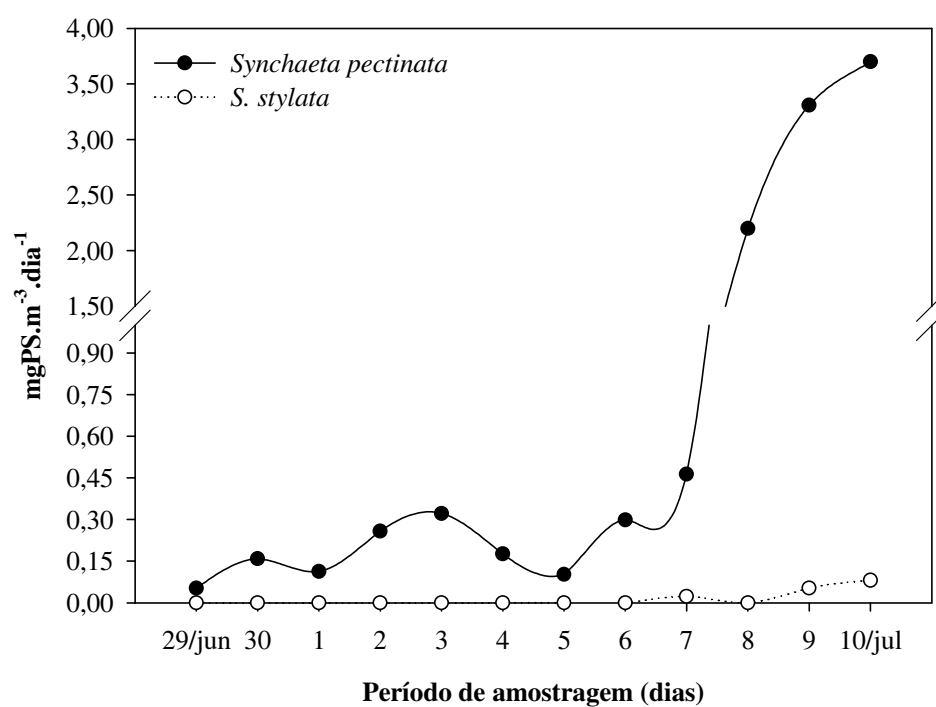


Figura 24. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Synchaeta pectinata* e *S. stylata* na Lagoa Poço das Pedras, na estação seca de 2009 (a linha pontilhada representa a média para o período).

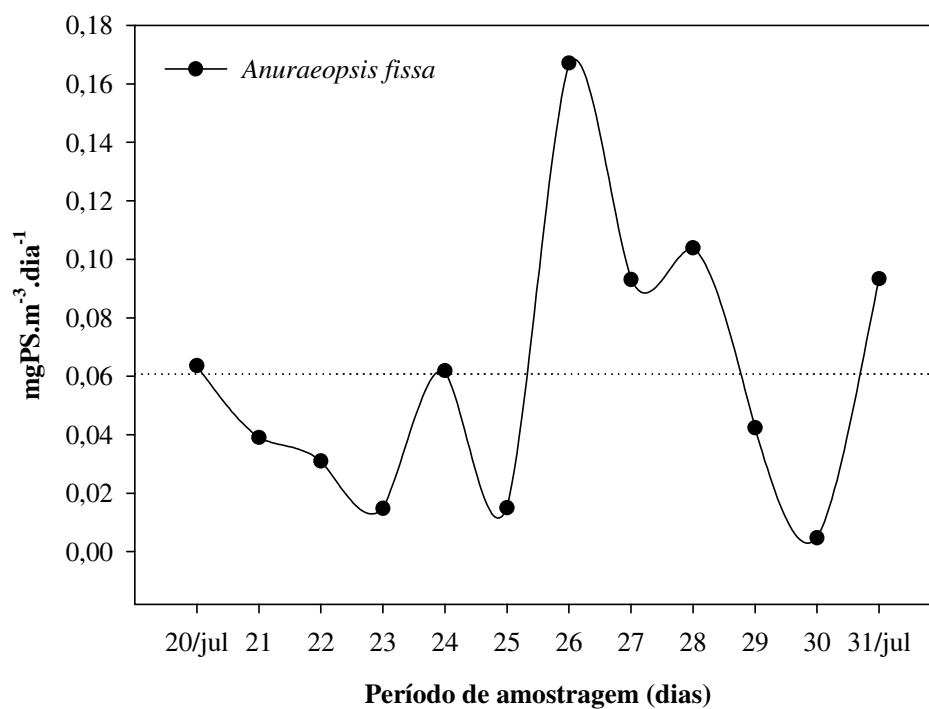


Figura 25. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Anuraeopsis fissa* no Açude de Onda Verde, na estação seca de 2009 (a linha pontilhada representa a média para o período).

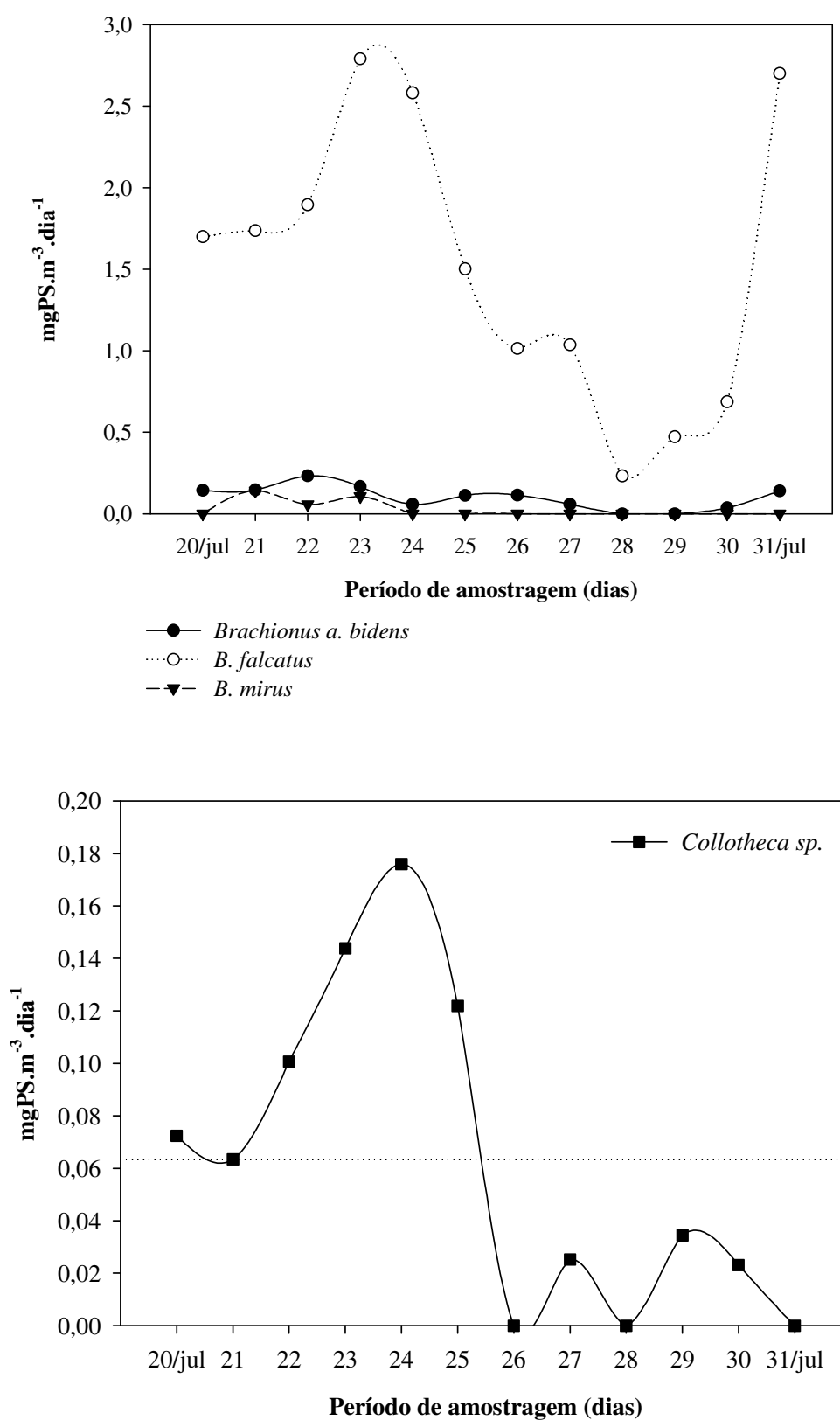


Figura 26. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Brachionus angularis bidens*, *B. falcatus*, *B. mirus* e *Collotheca* sp. no Açude de Onda Verde, na estação seca de 2009 (a linha pontilhada representa a média para o período).

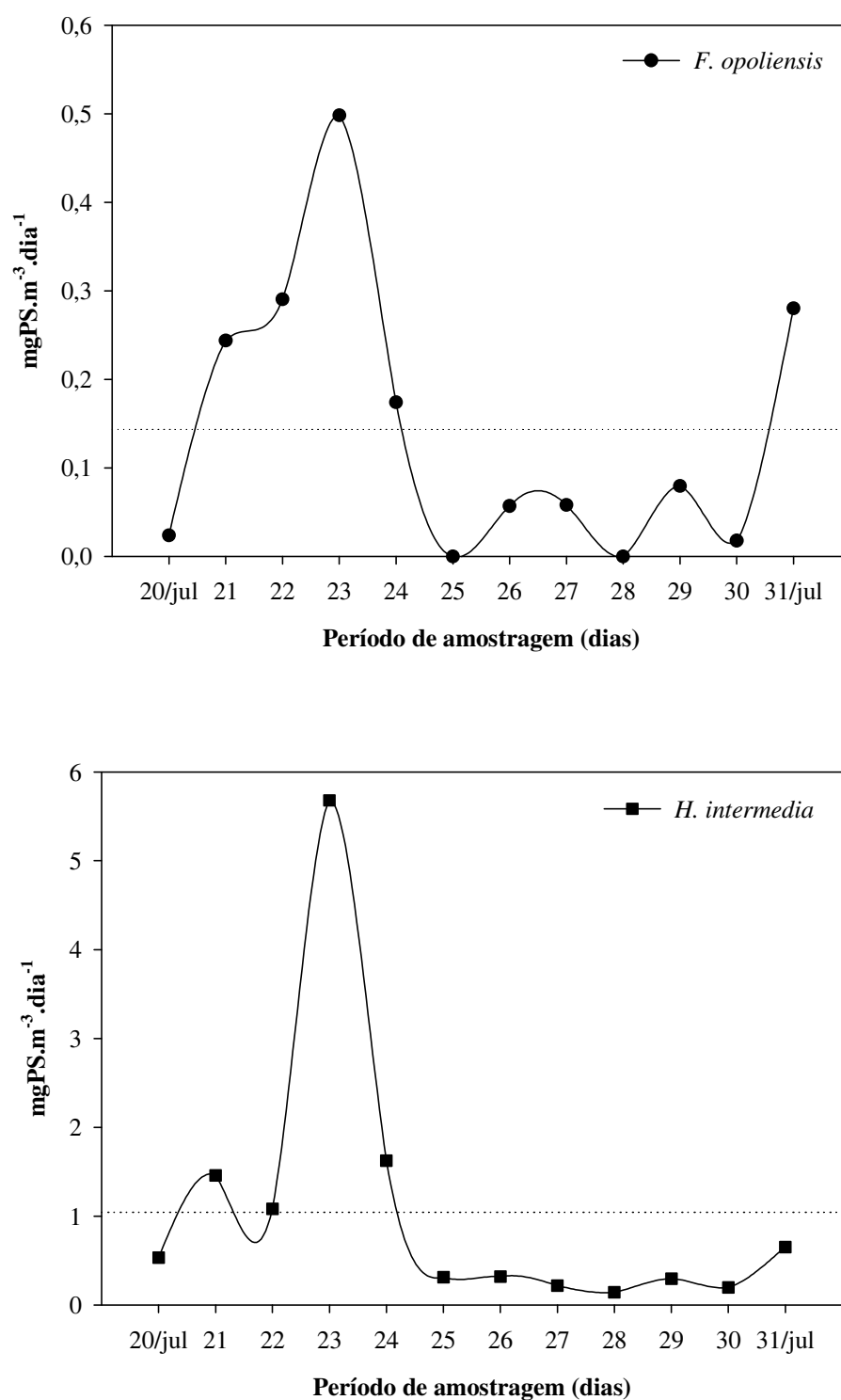


Figura 27. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Filinia opoliensis* e *Hexarthra intermedia* no Açude de Onda Verde, na estação seca de 2009 (a linha pontilhada representa a média para o período).

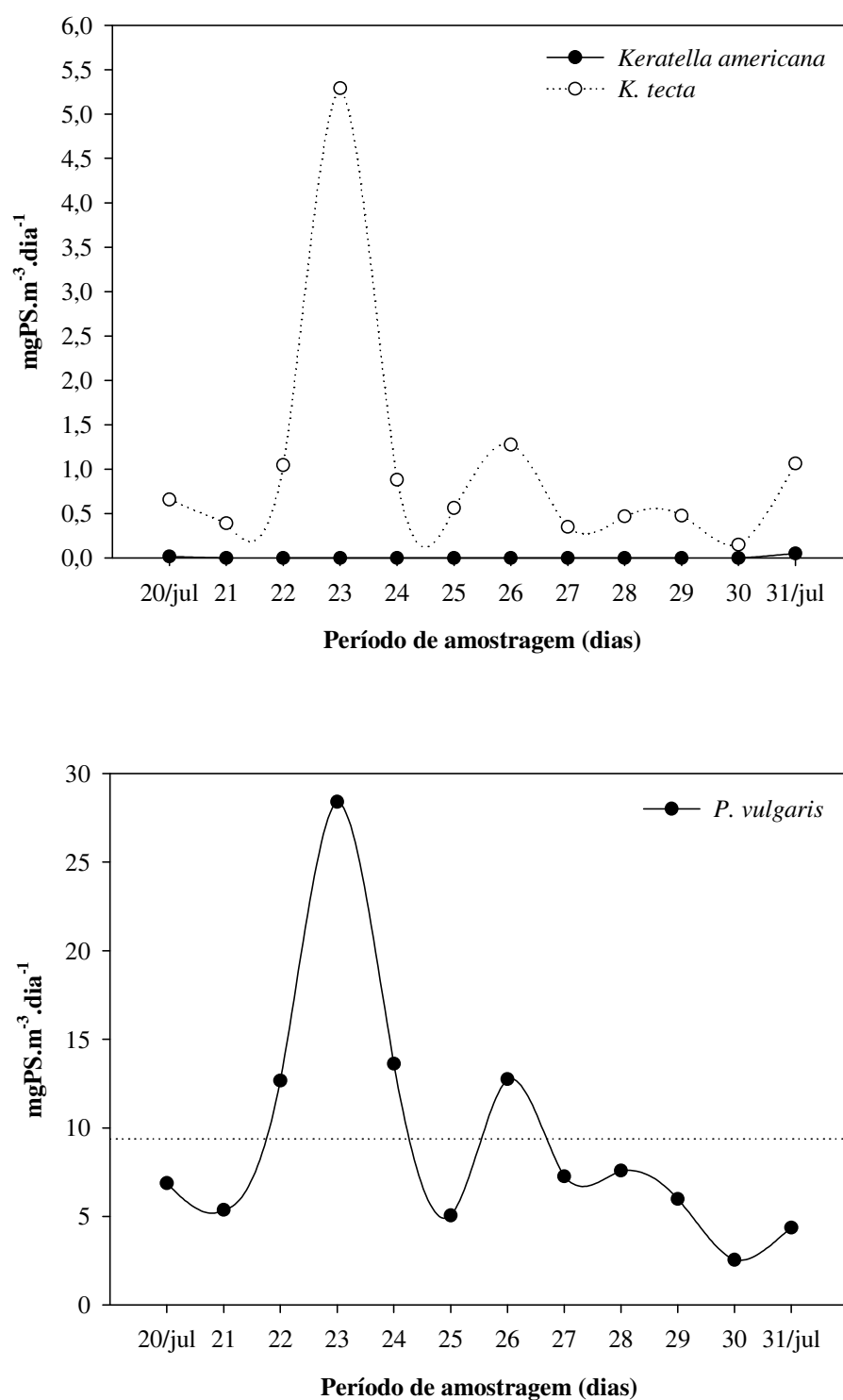


Figura 28. Produtividade secundária ($\text{mgPS} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$) de *Keratella americana*, *K. tecta* e *Polyarthra vulgaris* no Açude de Onda Verde, na estação seca de 2009 (a linha pontilhada representa a média para o período).

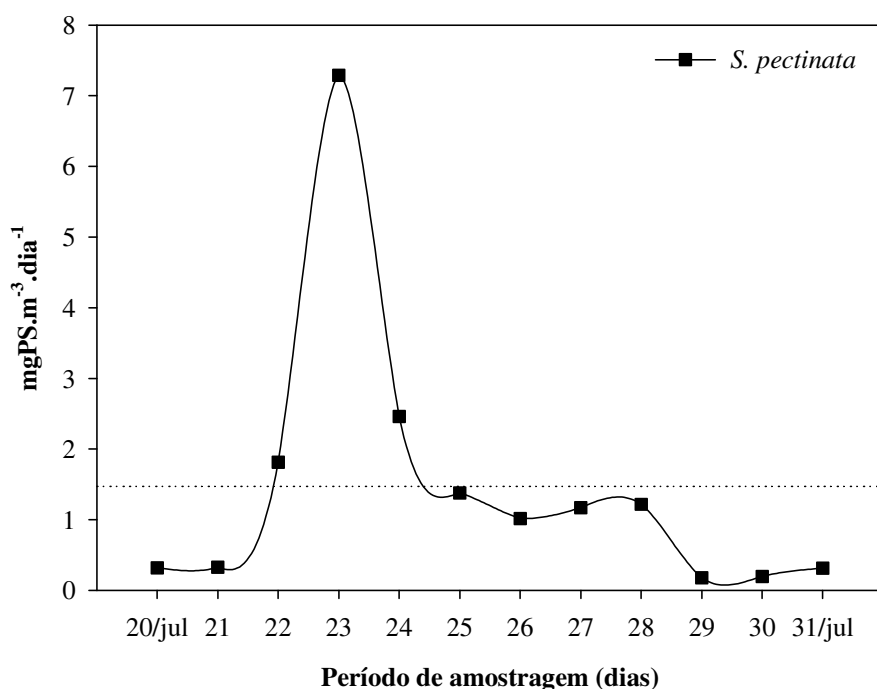


Figura 29. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Synchaeta pectinata* no Açude de Onda Verde, na estação seca de 2009 (a linha pontilhada representa a média para o período).

✓ Estação Chuvosa

Na Lagoa Poço das Pedras, dezoito espécies apresentaram ovos na estação chuvosa, sendo maior que o obtido na estação seca. As variações de produtividades das espécies principais, ao longo do período de coletas, estão representadas nas figuras 30, 31, 32, 33, 34, 35 e 36.

As espécies que obtiveram os maiores valores na média da variação diária da produtividade, dessa lagoa, foram *Polyarthra vulgaris* (Figura 35), *Platonus patulus macracanthus* (Figura 34) e *Kellicottia bostoniensis* (Figura 32).

A espécie *P. vulgaris* apresentou uma média de 0,035 mgPS.m⁻³.dia⁻¹ para o período chuvoso, e a variação nos valores obtidos foram de 0,013 mgPS.m⁻³.dia⁻¹ no 6º dia de coleta a 0,057 mgPS.m⁻³.dia⁻¹. Esta espécie mostrou aumentos e diminuições de produtividade ao longo do período. Porém devemos ressaltar que no 3º dia de coleta esta espécie não apresentou produtividade. Curiosamente, não foi registrada na amostra e não apresentou ovos. No dia seguinte, apresentou um dos picos na produção atingindo 0,055 mgPS.m⁻³.dia⁻¹.

A espécie *Platonus patulus macracanthus*, mostrou grandes oscilações na produtividade, com valores elevados, de dois em dois dias até o meio do período de

coletas, atingindo um valor de $0,033 \text{ mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$. No penúltimo dia de coleta, o aumento foi cerca de metade dos valores anteriores. Esta espécie obteve uma média de produtividade de $0,008 \text{ mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ durante o período de amostragem.

Por fim, a espécie *K. bostoniensis*, obteve um valor médio de produtividade de $0,007 \text{ mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ para o período. Foi a 3ª maior produtividade na estação chuvosa na Lagoa, e o que a diferenciou da espécie *Plationus patulus macracanthus* foi à constância na produção, ao longo do período de estudo.

No Açude de Onda Verde, número menor de espécies com produção de ovos foi encontrado na estação chuvosa em relação à estação seca, em apenas seis espécies. As variações de produtividade das espécies principais estão representadas nas figuras **37**, **38**, **39** e **40**.

Para o rotífero *Brachionus falcatus* observou-se uma frequência de valores mais altos em relação às outras espécies registradas. A média do período foi de $1,92 \text{ mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, sendo maior do que todos os valores de variação diária registrados para as outras espécies.

Polyarthra vulgaris também foi uma espécie com valores altos na variação diária de produtividade no período. O maior valor foi $1,12 \text{ mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, no segundo dia de coleta, embora este valor tenha sido inferior a média da espécie *B. falcatus*. A média da espécie *P. vulgaris* foi $0,29 \text{ mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, superior a todos os valores máximos obtidos para as outras quatro espécies.

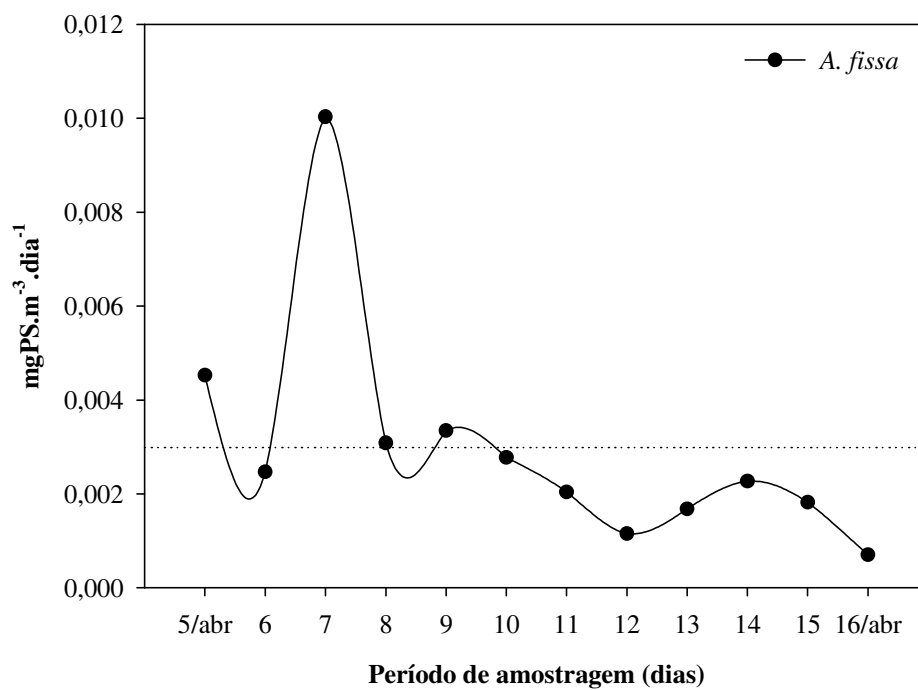


Figura 30. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Anuraeopsis fissa* na Lagoa Poço das Pedras, na estação chuvosa de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

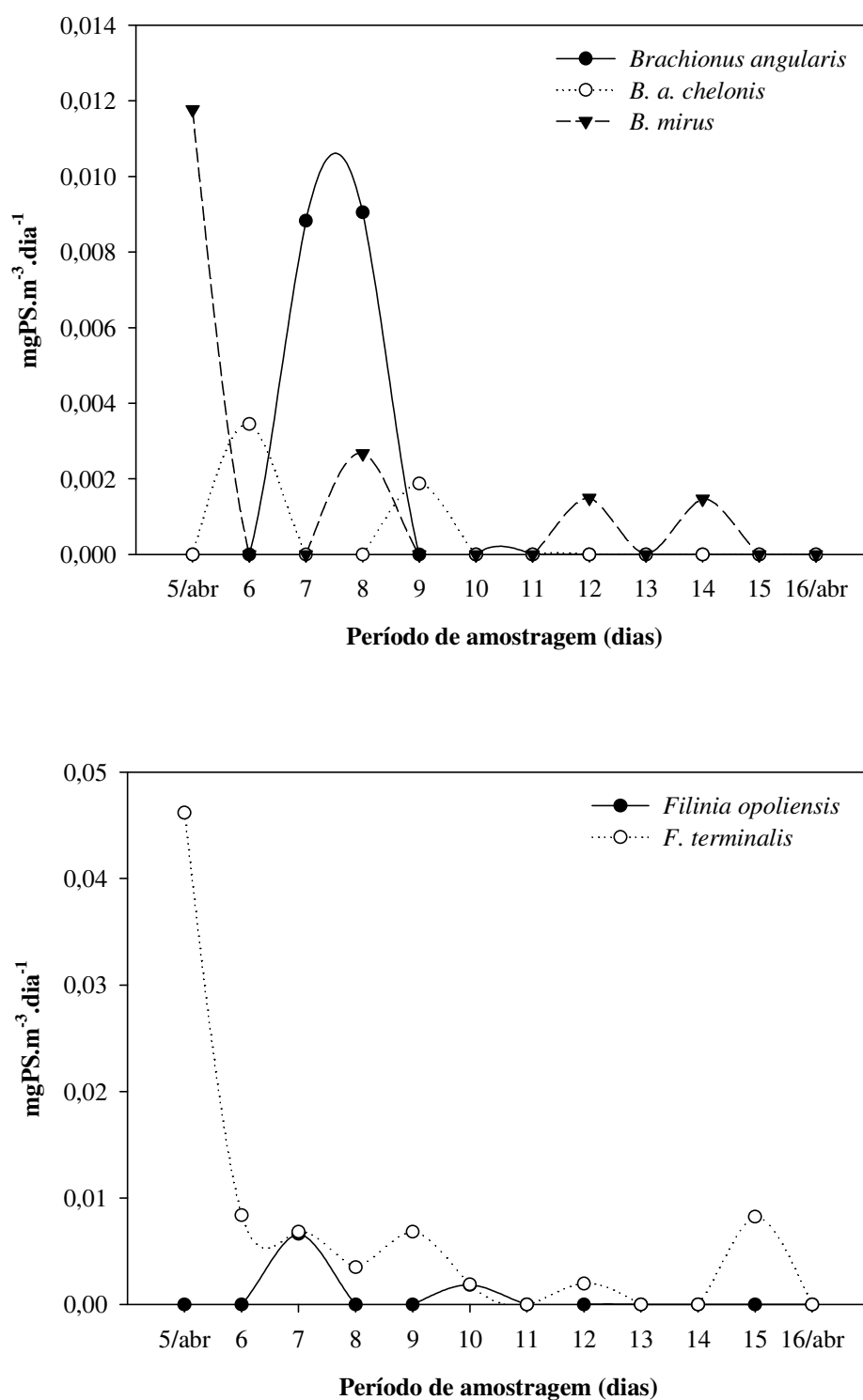


Figura 31. Produtividade secundária ($\text{mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$) de *Brachionus angularis*, *B.a. chelonis*, *B. mirus*, *Filinia opoliensis* e *F. terminalis* na Lagoa Poço das Pedras, na estação chuvosa de 2010.

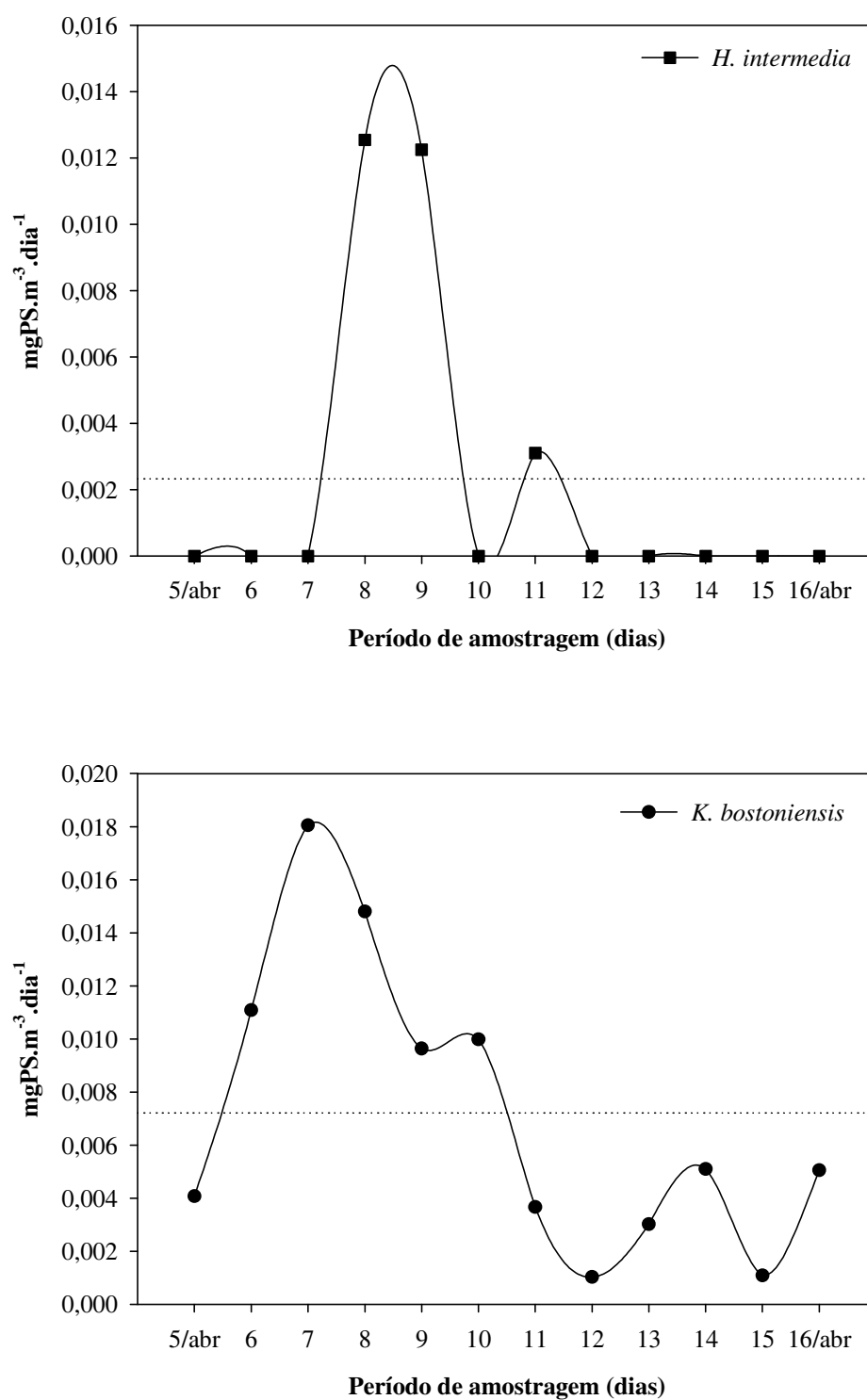


Figura 32. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Hexarthra intermedia* e *Kellicottia bostoniensis* na Lagoa Poço das Pedras, na estação chuvosa de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

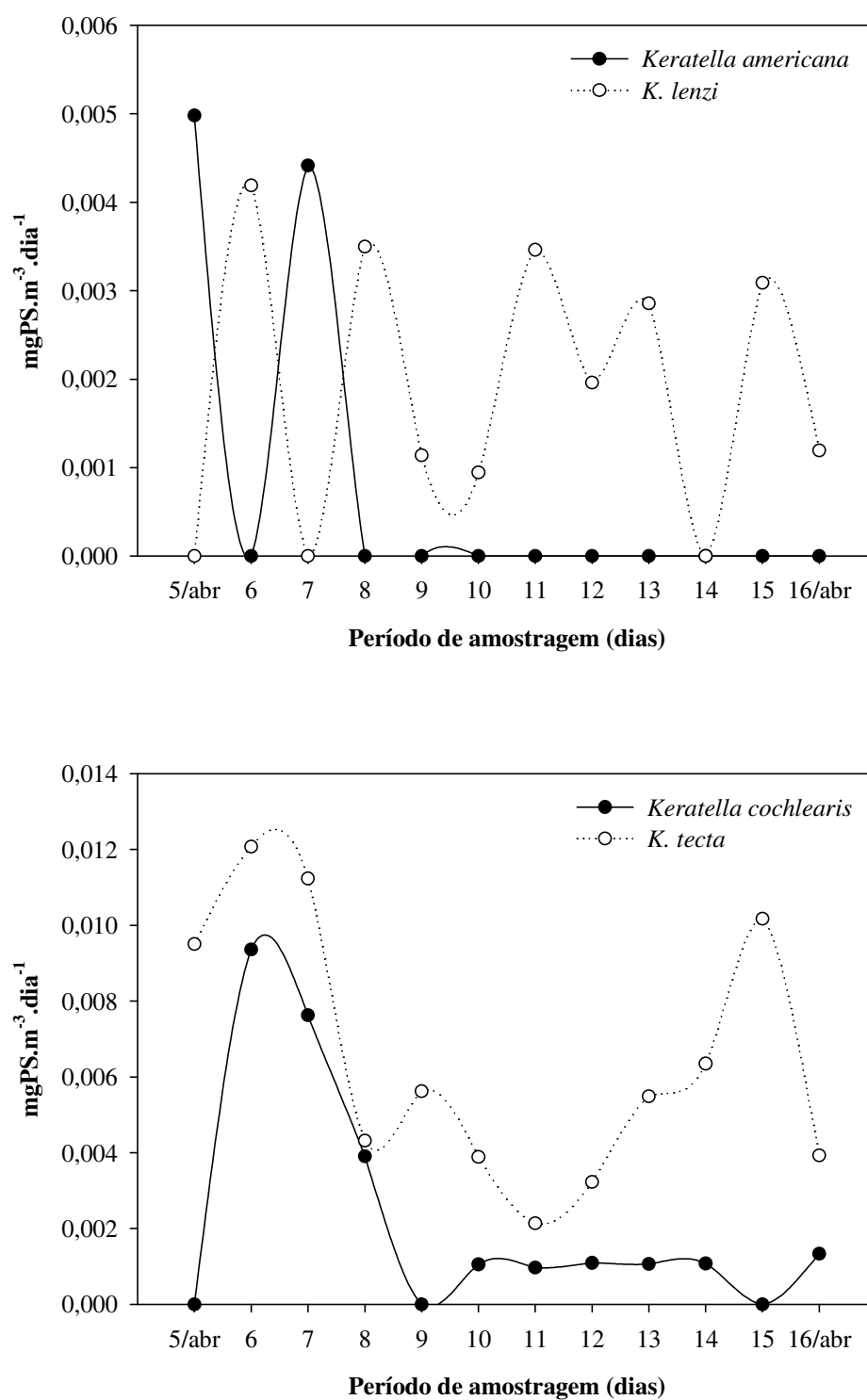


Figura 33. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Keratella americana*, *K. lenzi*, *K. cochlearis* e *K. tecta* na Lagoa Poço das Pedras, na estação chuvosa de 2010.

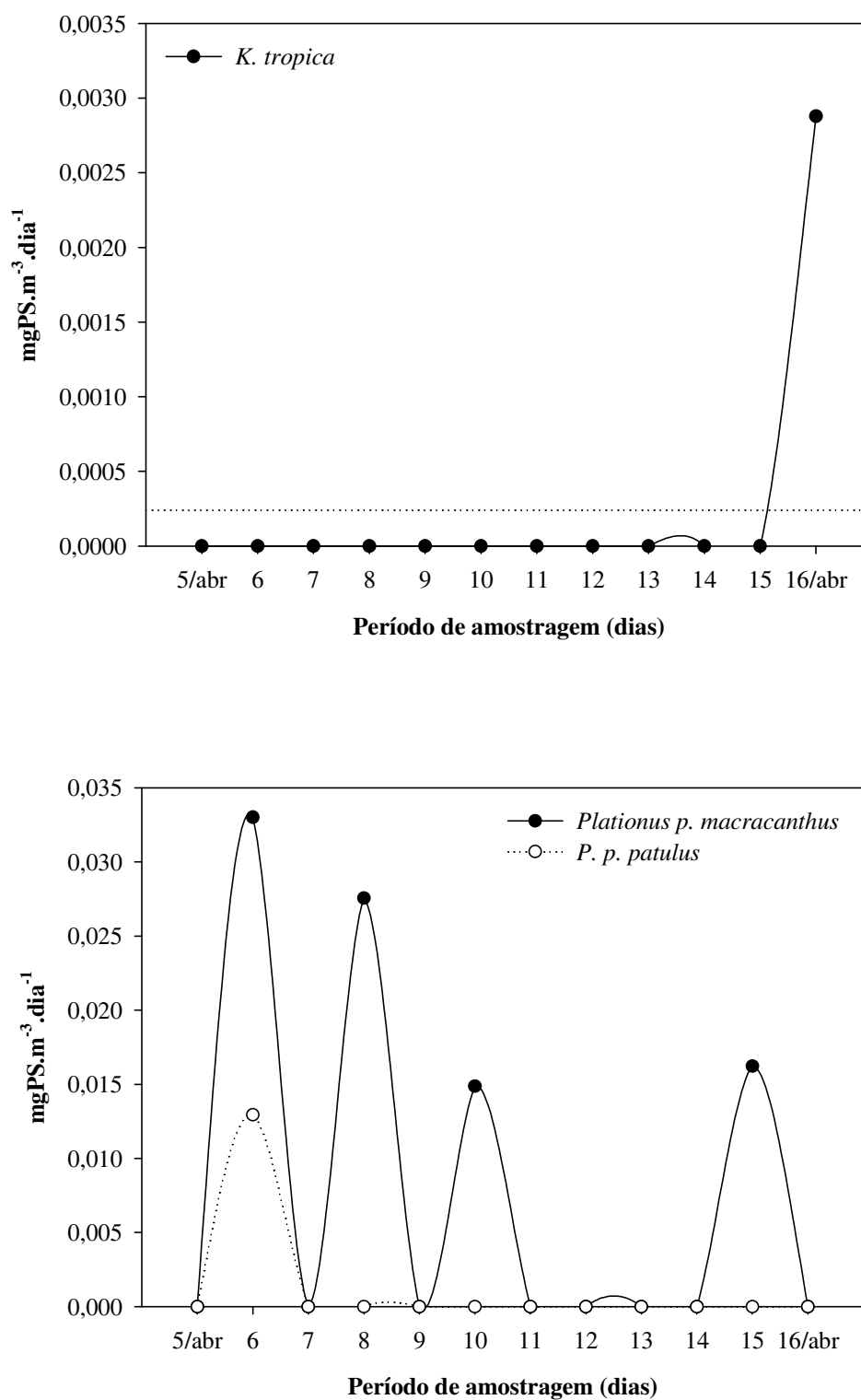


Figura 34. Produtividade secundária ($\text{mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$) de *Keratella tropica*, *Plationus patulus macracanthus* e *Plationus patulus patulus* na Lagoa Poço das Pedras, na estação chuvosa de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

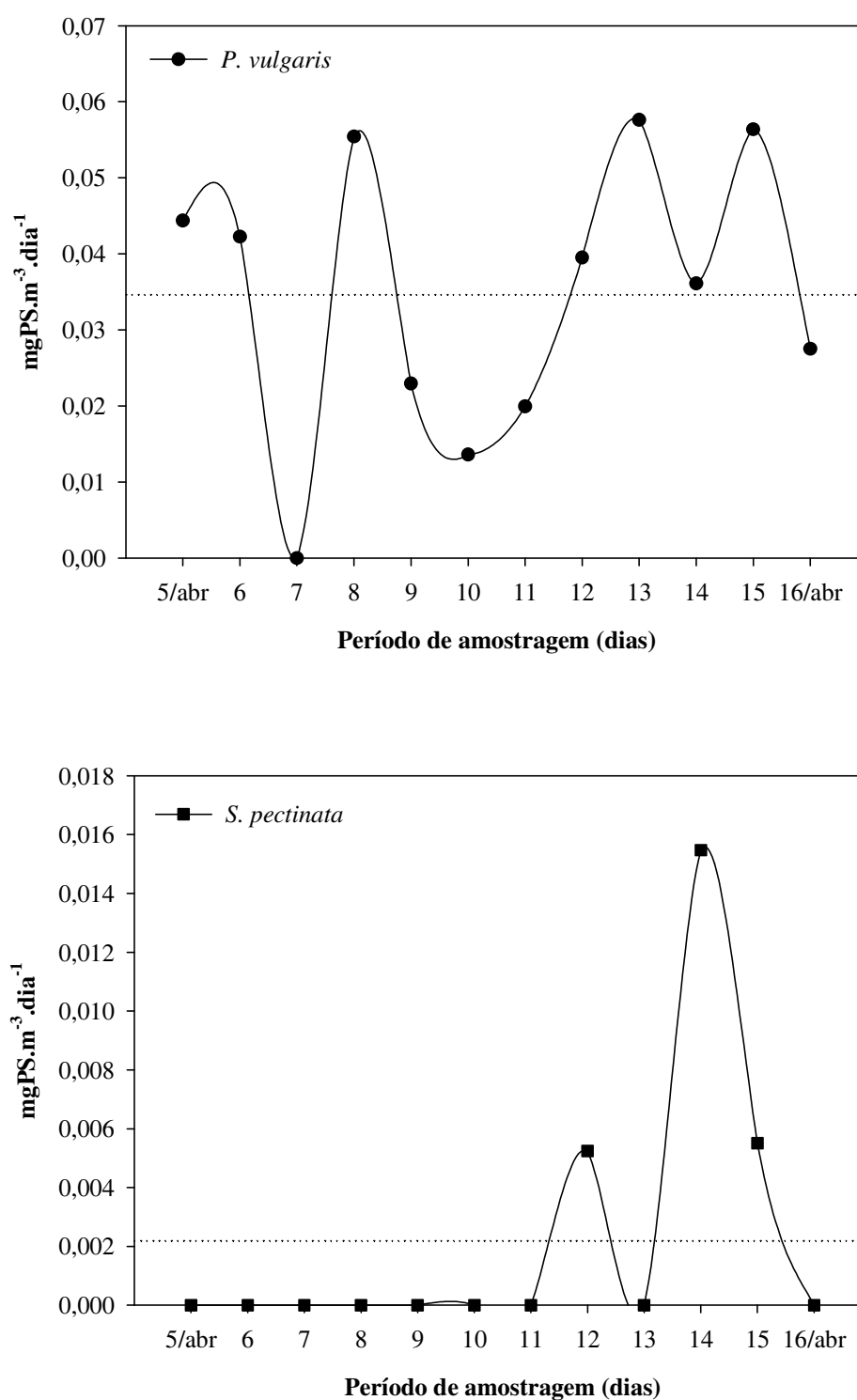


Figura 35. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Polyarthra vulgaris* e *Synchaeta pectinata* na Lagoa Poço das Pedras, na estação chuvosa de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

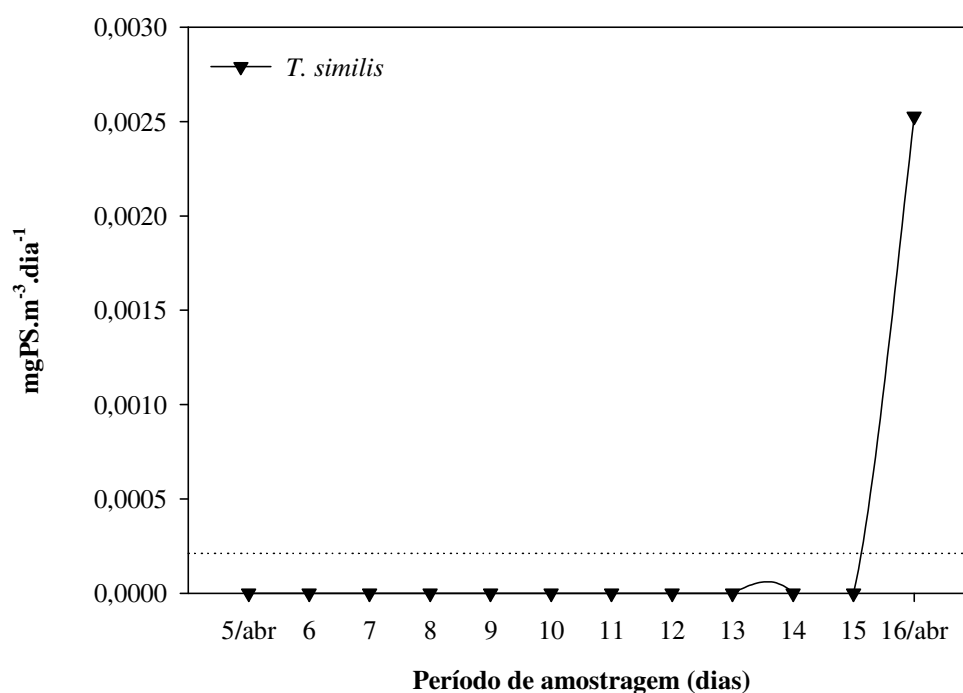


Figura 36. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Trichocerca similis* na Lagoa Poço das Pedras, na estação chuvosa de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

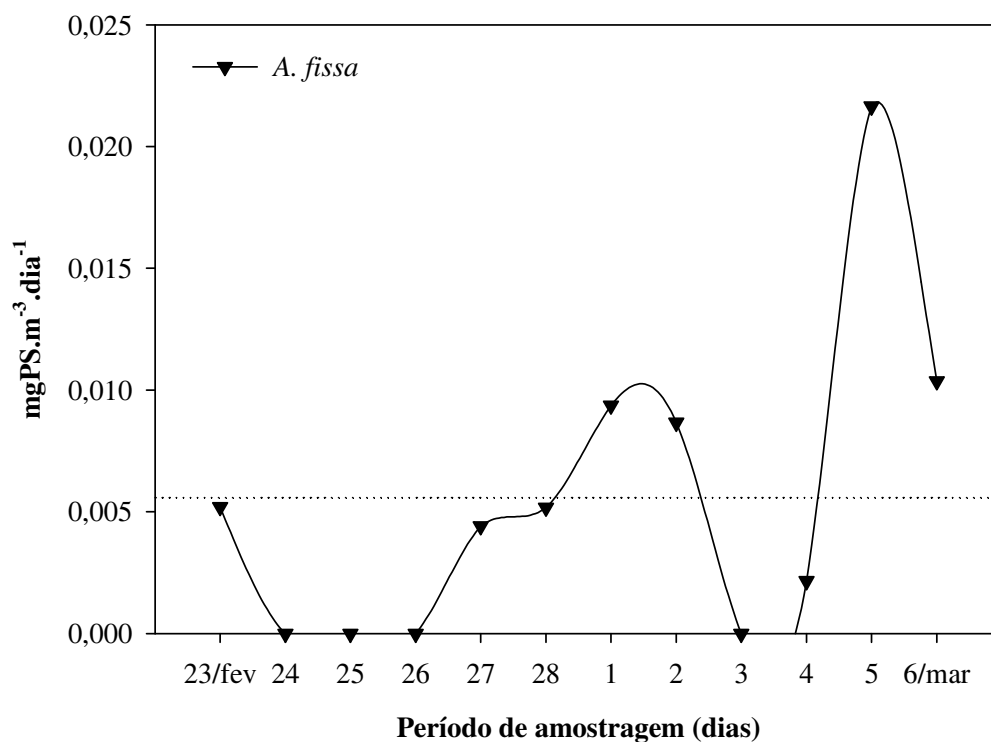


Figura 37. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Anuraeopsis fissa* no Açude de Onda Verde, na estação chuvosa de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

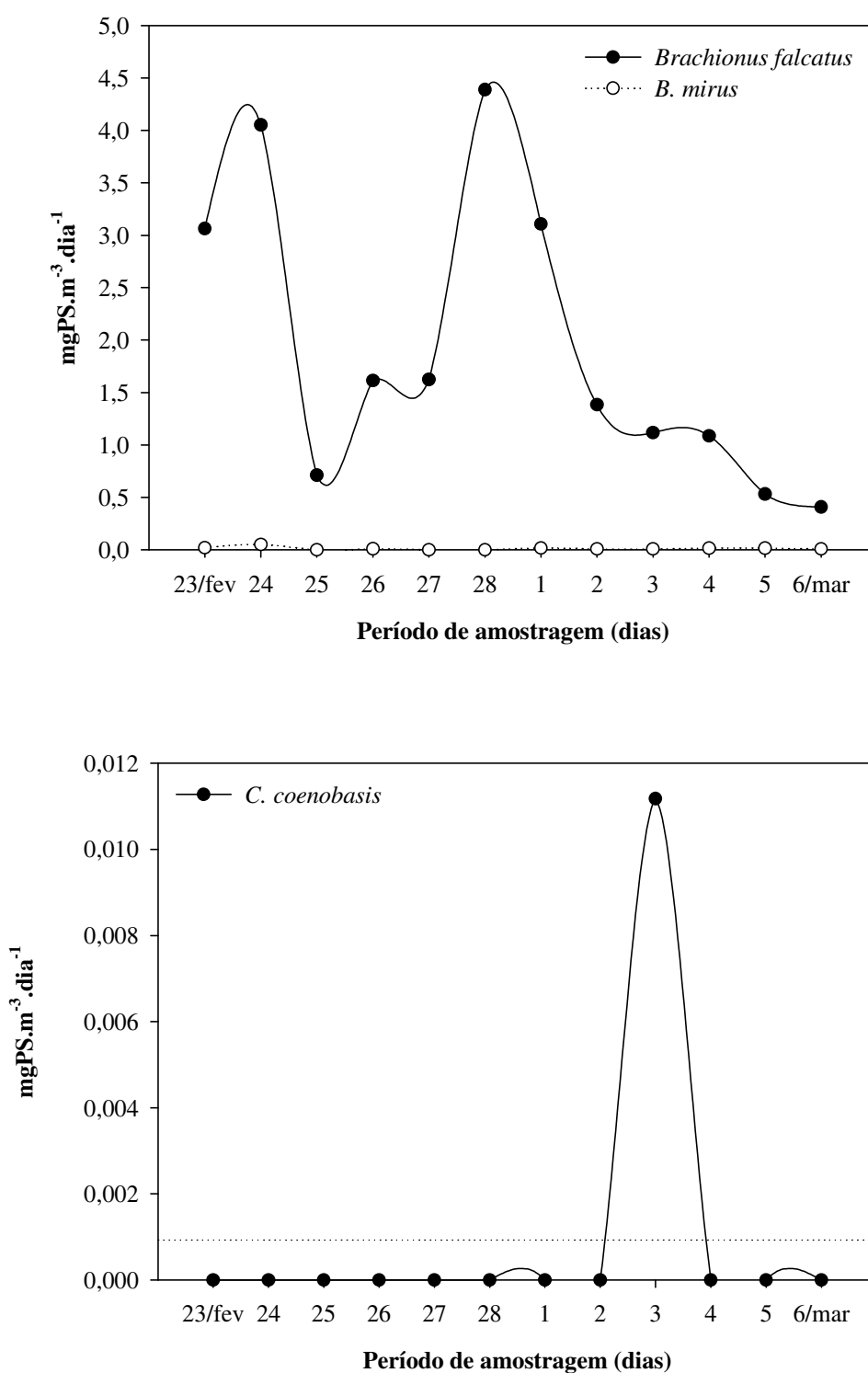


Figura 38. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Brachionus falcatus*, *B. mirus* e *Conochilus coenobasis* no Açude de Onda Verde, na estação chuvosa de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

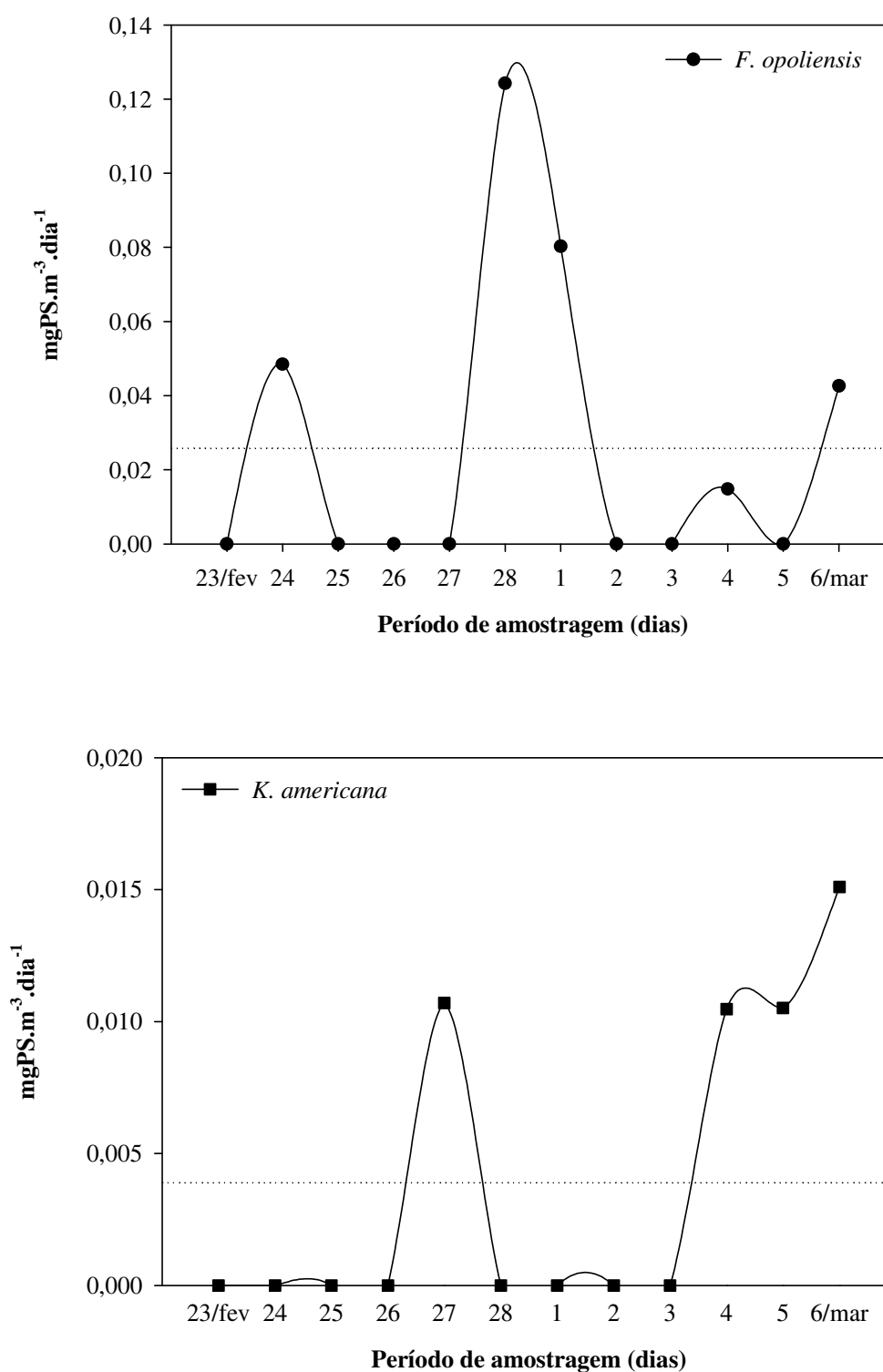


Figura 39. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Filinia opoliensis* e *Keratella americana* no Açude de Onda Verde, na estação chuvosa de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

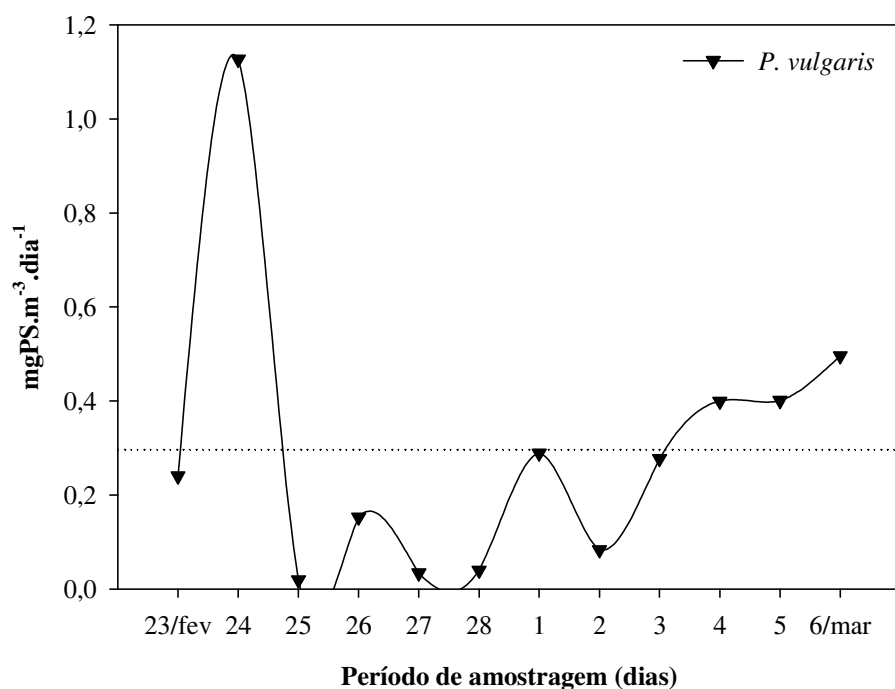


Figura 40. Produtividade secundária (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) de *Polyarthra vulgaris* no Açude de Onda Verde, na estação chuvosa de 2010 (a linha pontilhada representa a média para o período).

b.) Produtividade Secundária Total de rotíferos

Na análise temporal, a produtividade secundária total diária obtida para as espécies de rotíferos foi maior na estação seca de 2009, tanto na Lagoa quanto no Açude. Com relação aos ambientes, foi notável a diferença entre os ambientes, com o Açude atingindo valores muito mais elevados aos da Lagoa (**Figura 41 A. e B.**).

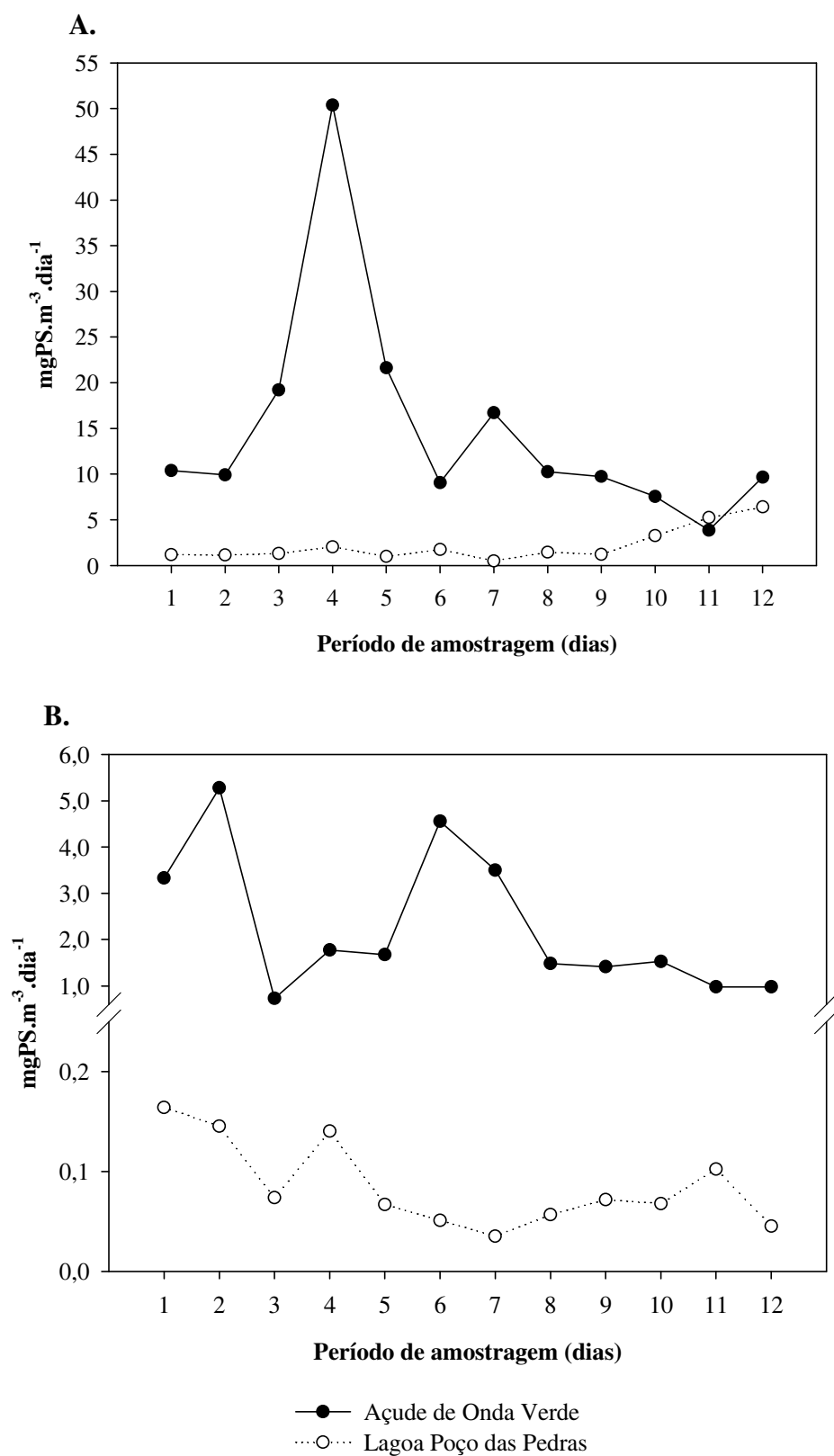


Figura 41. Somatória diária da Produtividade Secundária ($\text{mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$) na Estação Seca (A.), na Lagoa Poço das Pedras (29 de junho a 10 de julho) e no Açude de Onda Verde (20 a 31 de julho) e na Estação Chuosa de 2010 (B.), na Lagoa Poço das Pedras (05 a 16 de abril) e no Açude de Onda Verde (23 de fevereiro a 06 de março).

c.) Razão Produção: Biomassa e Tempo de Renovação

Na Lagoa Poço das Pedras, a razão P:B média apresentou o maior valor (1,12) para a espécie *Collotheca* sp., na estação seca de 2009. O menor valor da razão P:B foi para a espécie *Trichocerca similis* (0,01) na estação chuvosa de 2010. O maior tempo de renovação, obtido na Lagoa, foi para a espécie *Synchaeta pectinata* (10,5 dias), na estação seca e o menor tempo de renovação foi de 0,07 dias, na estação chuvosa para *Keratella tropica* (**Figuras 42 e 43**).

Analisando as espécies que ocorreram nos dois períodos de amostragem, na Lagoa Poço das Pedras, a espécie *Synchaeta pectinata* apresentou a maior razão P:B e tempo de renovação na estação seca (**Figura 42 A.**). A espécie *Polyarthra vulgaris*, apresentou o maior valor da razão P:B (0,26) e a espécie *Keratella lenzi* o maior tempo de renovação (6,94 dias), ambas na estação chuvosa (**Figura 43 A.**).

No Açude de Onda Verde, a razão P:B média apresentou maior valor, na estação chuvosa para espécie *Brachionus mirus* (0,95) e menor valor da razão P:B foi para *Conochilus coenobasis* (0,07), (**Figura 43 B.**).

Todas as espécies que ocorreram nos dois períodos de amostragem, no Açude de Onda Verde obtiveram valores maiores da razão P:B na estação chuvosa, com exceção de *P. vulgaris*. A espécie *Filinia opoliensis* apresentou o mesmo valor para a razão P:B, nas duas estações amostradas. O tempo de renovação foi maior para a espécie *P. vulgaris* na estação chuvosa, 16,89 dias (**Figuras 42 e 43 B.**).

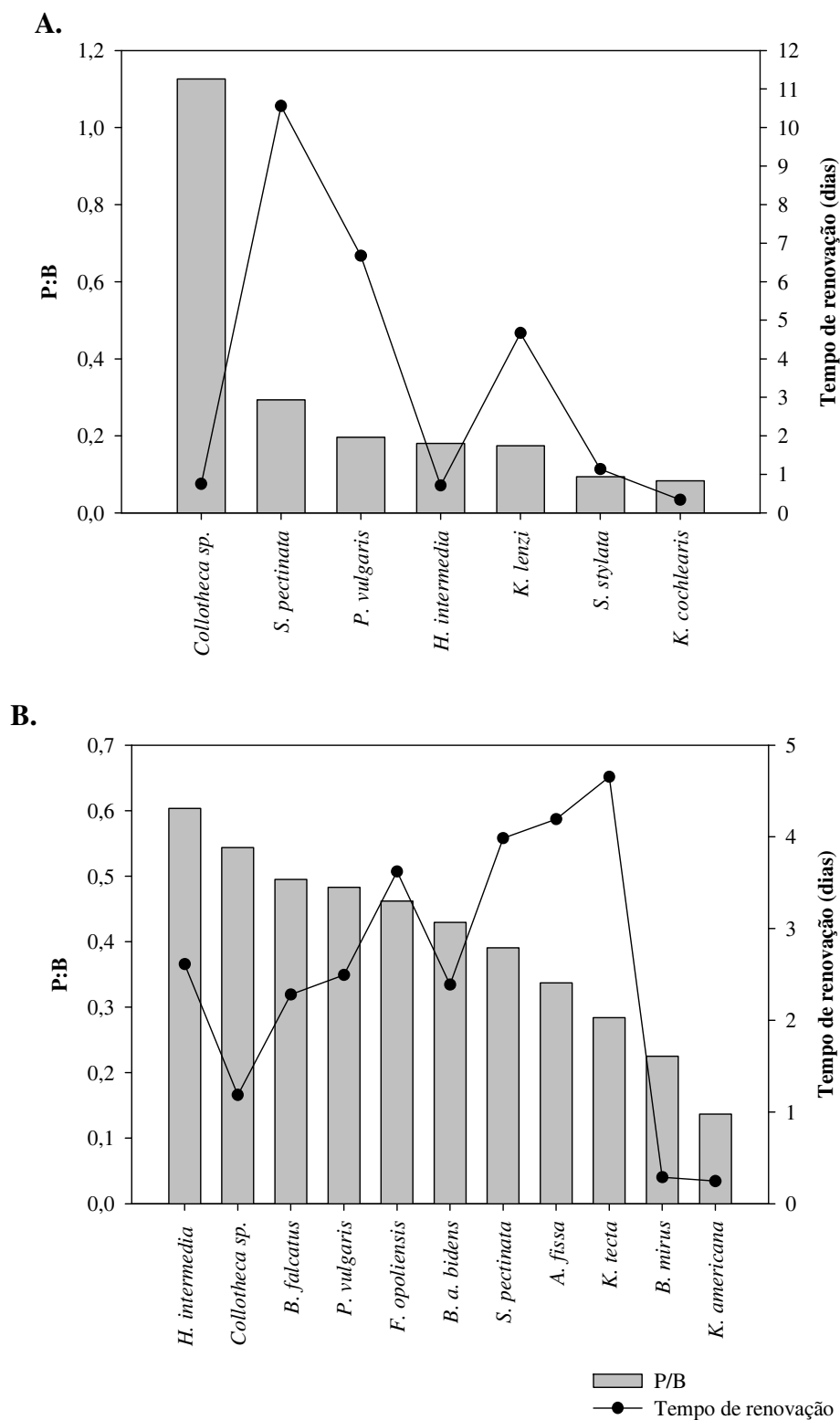


Figura 42. Razão Produção:Biomassa média e Tempo de renovação (dias) das principais espécies de rotíferos registrados na Lagoa Poço das Pedras (A.) e no Açude de Onda Verde (B.), na estação seca de 2009.

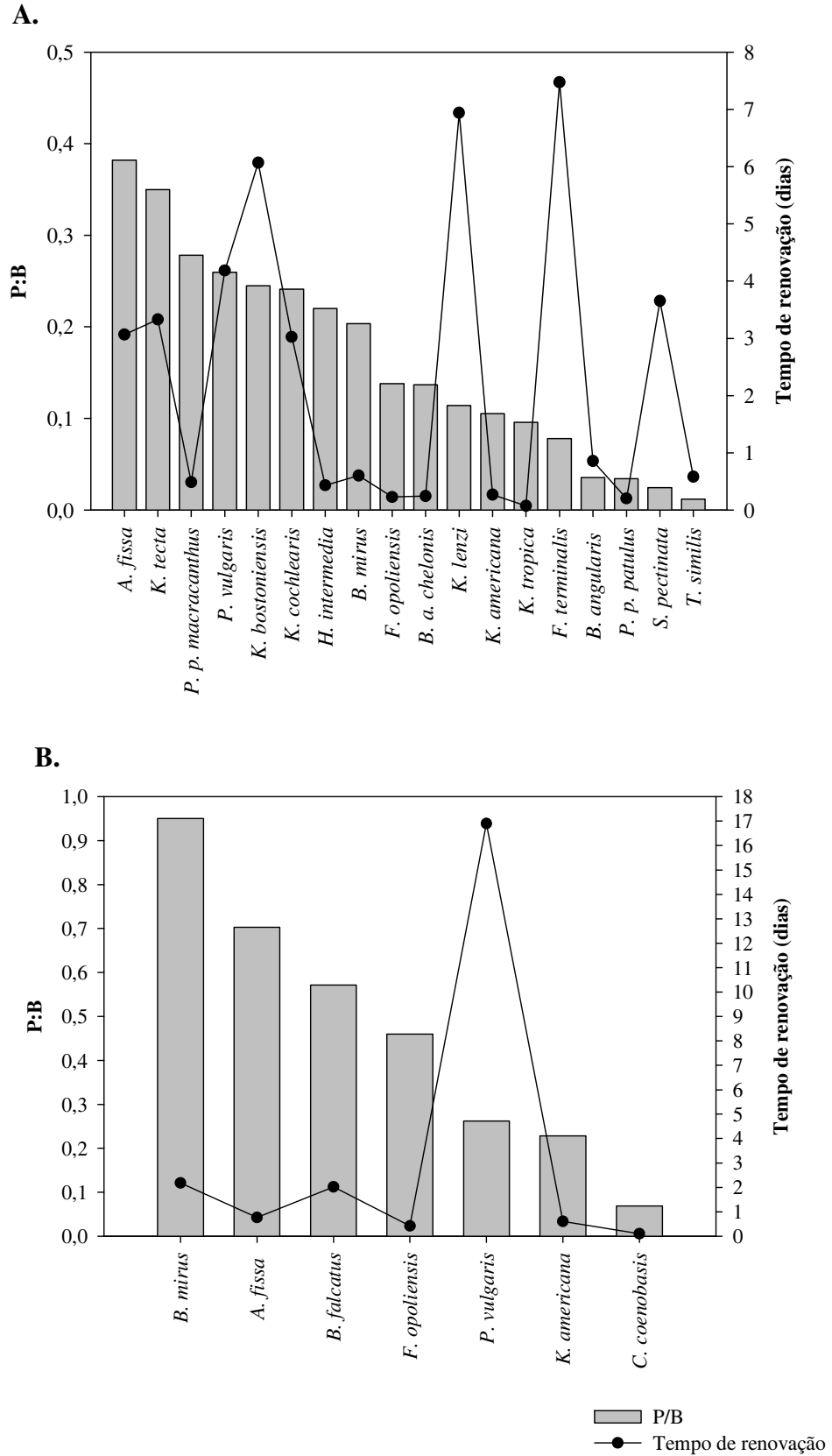


Figura 43. Razão Produção :Biomassa média e Tempo de renovação (dias) das principais espécies de rotíferos registrados na Lagoa Poço das Pedras (A.) e no Açude de Onda Verde (B.), na estação chuvosa de 2010.

- 3º objetivo: *Comparar as variações da produção entre os ambientes e as estações seca e chuvosa;*

A ANOVA *Two way* mostrou que há uma interação estatisticamente significativa entre estações do ano e local (**Tabela 4.**). Os dados não apresentaram distribuição normal e não foram homogêneos.

O teste *post-hoc* de Holm-Sidak ressaltou haver diferenças significativas entre as médias de produtividade de rotíferos nas estações seca e chuvosa e nos locais de estudo. A produtividade foi significativamente diferente na estação seca entre Açude de Onda Verde e Lagoa Poço das Pedras e, também diferiu entre as estações seca e chuvosa no Açude de Onda Verde (**Figuras 44, 45 e 46**).

Tabela 4. Resultados da ANOVA (*Two way*) entre as fontes de variação (estações e locais) e a produtividade (mgPS.m⁻³.dia⁻¹) das principais espécies de rotíferos. Os valores de **F** foram significativos.

<i>Fonte de Efeito</i>	<i>GL</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Estação	1	16,641	<0,001
Local	1	16,911	<0,001
Estação*Local	1	8,421	0,006
Resíduo	44		
Total	47		

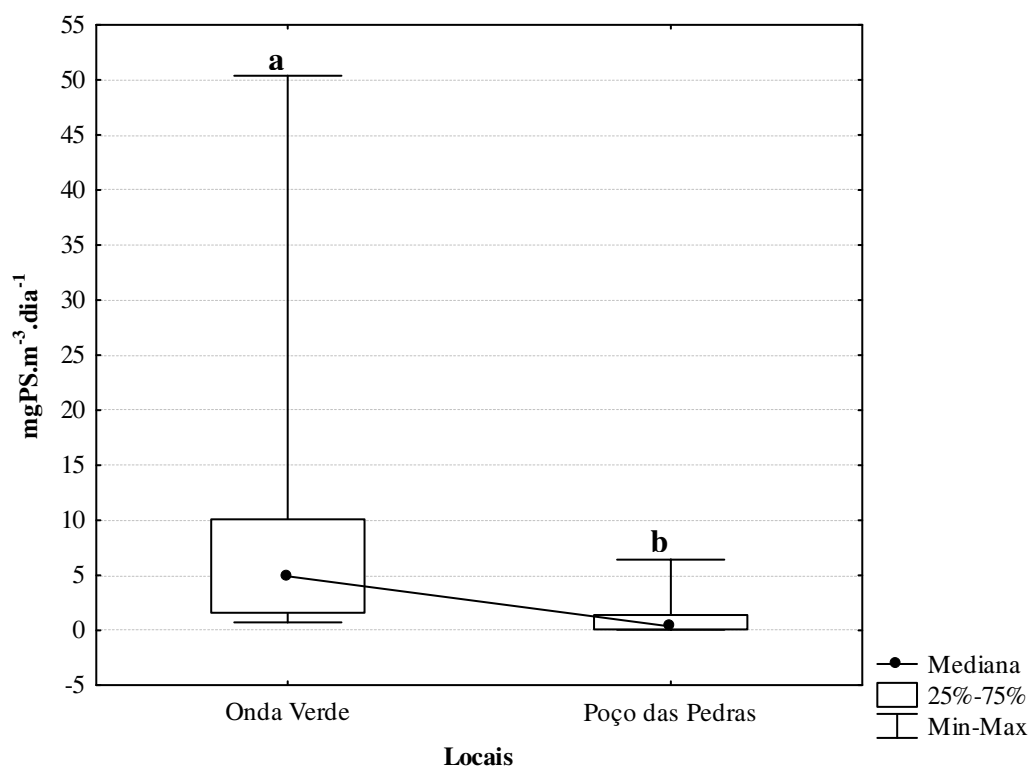
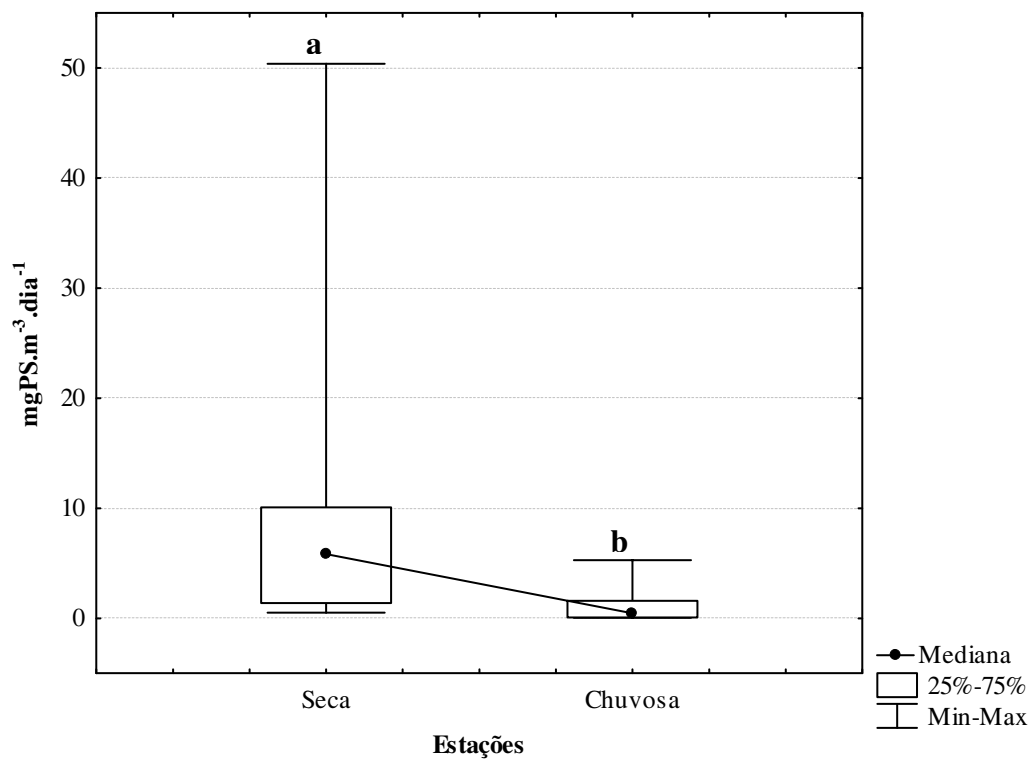


Figura 44. Mediana, mínimo, máximo, quartis e percentis dos valores diários de Produtividade ($\text{mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$) de Rotífera nas interações entre estações (seca e chuvosa) e locais (Açude de Onda Verde e Lagoa Poço das Pedras), letras diferentes indicam diferença significativa, $p < 0,05$.

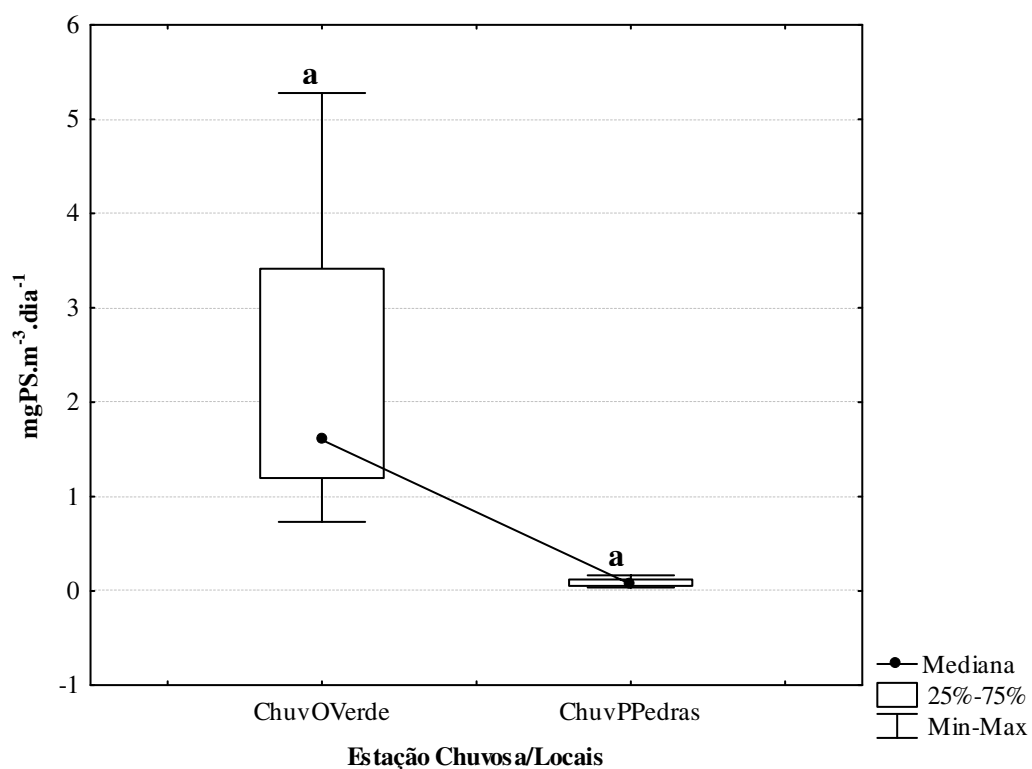
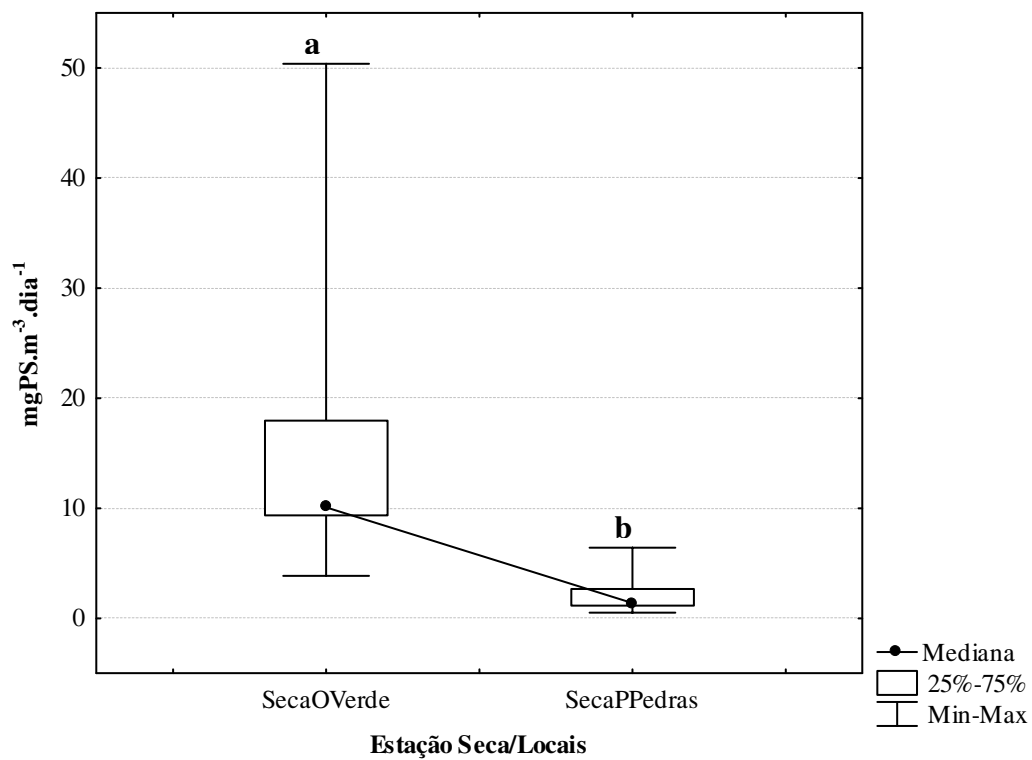


Figura 45. Mediana, mínimo, máximo, quartis e percentis dos valores diários de Produtividade ($\text{mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$) de Rotifera nas interações entre estações (seca e chuvosa) e locais (Açude de Onda Verde e Lagoa Poço das Pedras), letras diferentes indicam diferença significativa, $p < 0,05$. Overde = Açude de Onda Verde; PPedras = Lagoa Poço das Pedras e Chuv = Estação Chuvosa.

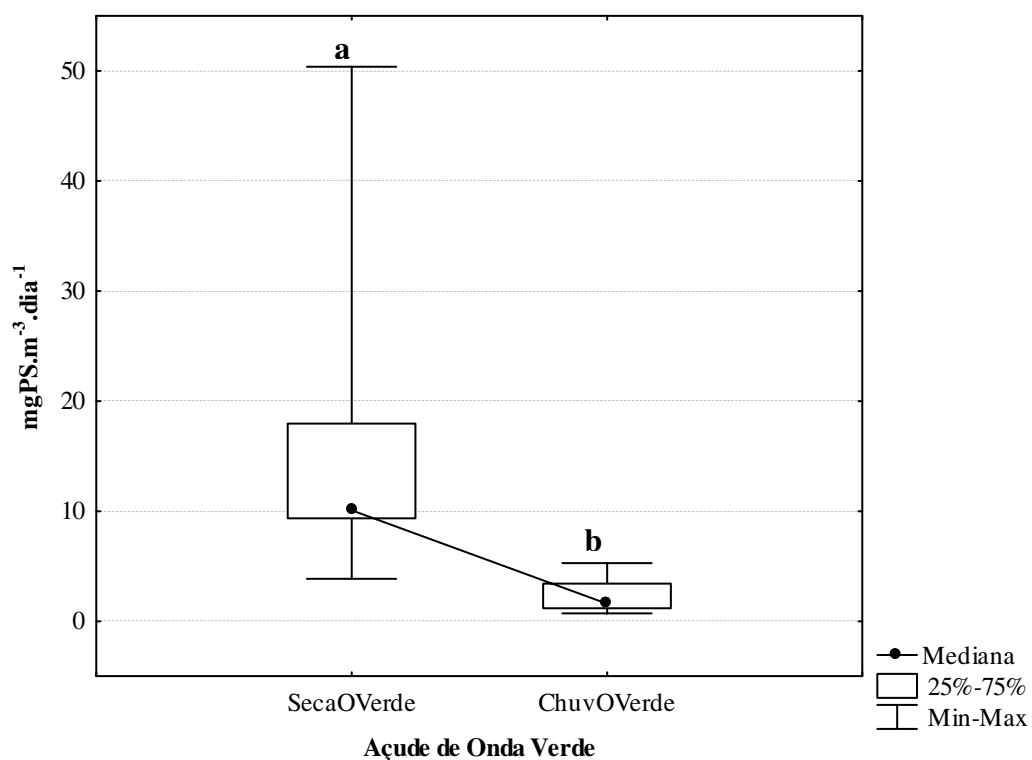
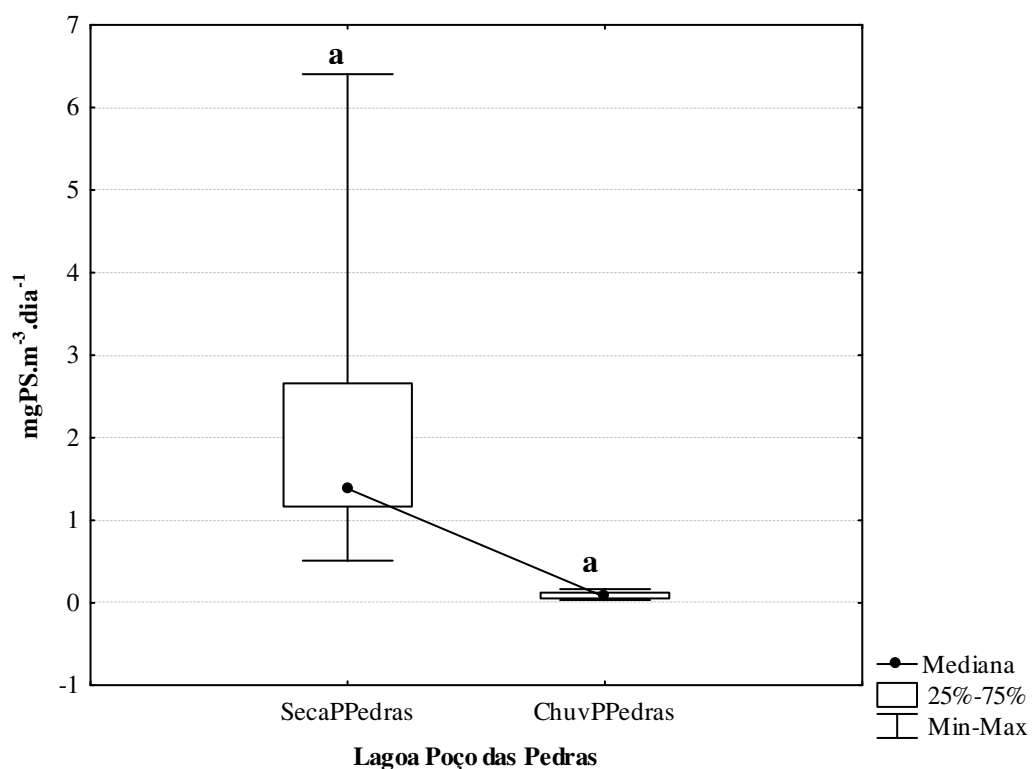


Figura 46. Mediana, mínimo, máximo, quartis e percentis dos valores diários de Produtividade ($\text{mgPS.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$) de Rotífera nas interações entre estações (seca e chuvosa) e locais (Açude de Onda Verde e Lagoa Poço das Pedras), letras diferentes indicam diferença significativa, $p < 0,05$. OVerde = Açude de Onda Verde; PPedras = Lagoa Poço das Pedras e Chuv = Estação Chuvosa.

- 4º objetivo: *Definir possíveis relações dos fatores físicos, químicos e biológicos da água com a produtividade secundária de rotíferos.*

O Teste de permutações de Monte Carlo mostrou que os autovalores dos eixos foram significativos, com 0,01 para todo os eixos, 1, 2 e 3 $p < 0,05$ (**Tabela 5; Figura 47**). O teste de permutações de Monte Carlo também mostrou significância para as correlações entre fatores ambientais e produtividade secundária das principais espécies em ambos os eixos, 1 e 3, com um **p** de 0,01 para ambos, $p < 0,05$ (**Figura 47 ; Tabela 6**).

O eixo (axis) 1 teve altas correlações negativas com a temperatura, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, profundidade e material em suspensão e correlações positivas com a transparência e pH (**Tabela 7.**). Em relação aos táxons, maiores correlações positivas com o eixo (axis) 1 foram obtidas para os táxons **sp15** (*Keratella lenzi*), **sp7** (*Collotheca* sp.), **sp21** (*Synchaeta pectinata*) e **sp20** (*Polyarthra vulgaris*) e correlação negativa com o táxon **sp12** (*Kellicottia bostoniensis*), (**Tabela 8.**). Profundidade e Temperatura apresentaram correlação positiva e a Condutividade correlação negativa com o eixo (axis) 3 (**Tabela 7.**). Quanto aos táxons, as espécies **sp1** (*Anuraeopsis fissa*) e **sp12** (*Kellicottia bostoniensis*) tiveram correlações positivas com o eixo 3 e as espécies **sp15** (*Keratella lenzi*) e **sp22** (*Synchaeta stylata*) correlações negativas. A espécie **sp3** (*Brachionus angularis bidens*) teve uma alta correlação positiva com os dois eixos, eixo 1 e 3 (**Tabela 8.**).

Os fatores ambientais Profundidade e Transparência tiveram altas correlações com o eixo 2, positiva e negativa, respectivamente. As espécies **sp12** (*Kellicottia bostoniensis*), **sp10** (*Filinia terminalis*), **sp18** (*Plationus patulus macracanthus*), **sp4** (*Brachionus angularis chelonis*), **sp2** (*Brachionus angularis*) e **sp19** (*Plationus patulus patulus*) tiveram correlações positivas com o eixo 2 e a espécie **sp5** (*Brachionus falcatus*) teve uma alta correlação negativa com o mesmo eixo (**Tabelas 7 e 8.**)

Tabela 5. RESULTADOS DO TESTE DE MONTE CARLO -- AUTOVALORES.

Dados aleatorizados					
Dado real	Teste de Monte Carlo, 99 permutações				
Eixos	Autovalores	Médias	Mínimo	Máximo	p
1	.404	.138	.061	.268	.0100
2	.169	.054	.019	.100	.0100
3	.115	.023	.008	.064	.0100

Tabela 6. RESULTADOS DO TESTE DE MONTE CARLO – CORRELAÇÕES ENTRE ESPÉCIES E FATORES AMBIENTAIS (spp – espécies e Fat. Amb. – Fatores Ambientais).

Dados aleatorizados					
Dado real	Teste Monte Carlo, 99 permutações				
Eixos	Correl.Spp-Fat. Amb.	Médias	Mínimo	Máximo	p
1	.942	.583	.415	.780	.0100
2	.646	.550	.337	.729	.2200
3	.850	.509	.246	.790	.0100

Observamos que na Análise de Correspondência Canônica, os dados da Lagoa Poço das Pedras foram agrupados de forma separada a aqueles do Açude de Onda Verde, em ambas as estações do ano (chuvosa e seca). Os dados da estação chuvosa da lagoa estiveram mais próximos daqueles do Açude, enquanto que na estação seca maior separação foi evidenciada entre os dois ambientes (**Figura 47.**).

patulus (sp19); *Polyarthra vulgaris* (sp20), *Synchaeta pectinata* (sp21); *Synchaeta stylata* (sp22) e *Trichocerca similis* (sp23).

Tabela 7. Maiores Coeficientes de Correlação de Pearson e Kendall com Eixos de Ordenação N=48:

Eixos	1	2	3
	r	r	r
Fatores Ambientais			
Transparência (Transp.)	<u>,845</u>	<u>-,522</u>	
pH	<u>802</u>		
Condutividade (Cond.)			<u>-,671</u>
Nitrogênio total (Ntotal)	<u>-,763</u>		
Material em Suspensão (MS)	<u>-,601</u>		
Fósforo total (Ptotal)	<u>-,577</u>		
Temperatura (Temp.)	<u>-,894</u>		<u>,536</u>
Oxigênio Dissolvido (OD)	<u>-,688</u>		
Profundidade (Prof.)	<u>-,678</u>	<u>,733</u>	<u>,750</u>

Tabela 8. Maiores Coeficientes de Correlação de Pearson e Kendall com Eixos de Ordenação N=48:

Eixos	1	2	3
	r	r	r
Espécies			
sp1			<u>,340</u>
sp2		<u>,389</u>	
sp3	<u>,310</u>		<u>,332</u>
sp4		<u>,420</u>	
sp5		<u>-,383</u>	
sp7	<u>,473</u>		
sp10		<u>,549</u>	
sp12	<u>-,304</u>	<u>,763</u>	<u>,326</u>
sp15	<u>,500</u>		<u>-,475</u>
sp18		<u>,501</u>	
sp19		<u>,349</u>	
sp20	<u>,368</u>		
sp21	<u>,396</u>		
sp22			<u>-,407</u>

6. Discussão

❖ Fatores físicos, químicos e biológicos na Lagoa Poço das Pedras e no Açude de Onda Verde.

As áreas de desembocadura dos rios em represas não são similares a planícies de inundação, nas quais ocorrem o transbordamento das águas dos rios na enchente e desconexão dos ambientes lacustres laterais na estiagem. Os ambientes lênticos laterais na zona de desembocadura de rios apresentam-se na maioria das vezes sempre conectados com o sistema lótico. Como a conexão é permanente, não ocorrem pulsos hidrológicos como nas planícies de inundação, mas sim alimentação lateral contínua das lagoas pelo rio, em função da variação do nível da água, consequência da instabilidade hidrológica sazonal (períodos seco e chuvoso), sendo esta zona, caracterizada como uma típica área úmida, denominada “wetland” (Henry, 2005). Tal condição foi encontrada, por exemplo, na zona de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim, onde os ambientes lênticos adjacentes apresentam variado grau de associação com o curso de água (Martins & Henry, 2004).

A Lagoa Poço das Pedras é marginal ao rio Paranapanema e apresenta conexão permanente e elevada conectividade, o outro ambiente de estudo, o Açude de Onda Verde, ao contrário da Lagoa, é um ambiente mais estável criado pelo represamento de um riacho, e é utilizado para abastecimento de água e irrigação da fazenda em que está inserido. Desse modo apresenta características de um reservatório raso ou lago artificial (Esteves, 2012).

Todas as variáveis físicas, químicas e biológicas dos dois ambientes mostraram padrões semelhantes de variação entre as estações do ano, exceto a profundidade, que não teve uma variação aparente entre as estações no Açude de Onda Verde e a condutividade elétrica que mostrou um padrão inverso entre os ambientes nas estações seca e chuvosa.

Embora as variáveis limnológicas tenham mostrado padrões semelhantes entre as estações do ano para os dois locais, ao longo dos períodos de amostragem as diferenças foram mais expressivas.

A Lagoa Poço das Pedras apresentou variações da profundidade controlada pelo regime hidrológico do rio consequência da distribuição da precipitação em toda a bacia.

O Açude de Onda Verde sofre maior influência da climatologia regional e por ter tempo de residência baixa mantém-se mais estável; talvez esse seja o motivo de imperceptível variação da profundidade no Açude e da maior variabilidade na profundidade medida na Lagoa, consequência da alimentação lateral de água pelo rio. As diferenças entre os períodos de chuvas, nos dois ambientes de estudo, e a variação do nível de água na Lagoa ocasionaram oscilações nas suas características físicas e químicas e na dinâmica das populações de rotíferos.

A variação da transparência, menor na estação chuvosa, pode estar relacionada a uma série de fatores, como o influxo de água proveniente do rio para a lagoa marginal com a troca diária de materiais, nutrientes, organismos e, para ambos os ambientes, a erosão, lavagem do solo com escoamento de materiais provenientes das margens e também a ação do vento e das chuvas, re-suspendendo sedimento de fundo (Thomaz et al., 2007).

Embora as amostragens tenham sido realizadas em apenas dois períodos curtos, podemos admitir que a Lagoa Poço das Pedras e o Açude de Onda Verde sejam identificados como ambientes polimíticos, quanto ao número e tipo de circulação da água. Esta classificação aplica-se a ambientes rasos, nos quais ocorrem circulações frequentes e muitas vezes diárias, devido ao resfriamento da camada superficial da coluna d'água a noite e a pequena profundidade que favorece a mistura dos estratos (Lewis, 1983). De acordo com Henry et al. (1997), a regulação térmica dos lagos está relacionada à climatologia e a sua morfometria.

Mesma natureza polimítica também foi observada por Mortari (2009), para outra lagoa lateral ao rio Paranapanema. Em uma represa urbana na mesma região do Açude de Onda Verde, Bozelli et al (1992) relataram a condição polimítica do ambiente, após estudos nictemerais e sazonais das variáveis limnológicas, onde os autores observaram estratificações térmicas diárias por altas temperaturas, e desestratificação e circulação pelo resfriamento noturno facilitado pela baixa profundidade.

Em geral, os corpos d'água continentais apresentam valores de pH entre 6 e 8,5. O pH pode ser considerado como uma das variáveis abióticas mais importantes nos ecossistemas aquáticos e ao mesmo tempo uma das mais difíceis de ser interpretada. Essa complexidade se deve em função dos inúmeros fatores que podem influenciá-lo, como a concentração de íons (boratos, silicatos, fosfatos, amônio, sulfeto e

principalmente carbonatos segundo Carmouze, 1994), como também moléculas orgânicas derivadas dos produtos de excreção e/ou decomposição da matéria orgânica e também pela temperatura (Esteves & Marinho, 2011).

Segundo os mesmos autores (Esteves & Marinho, 2011), os graus de trofia dos ecossistemas afetam o padrão de variação vertical das variáveis abióticas: pH, carbono inorgânico e oxigênio dissolvido, devido à atuação dos diferentes processos metabólicos que se sucedem ao longo da coluna. O Açude de Onda Verde apresentou-se eutrofizado no período chuvoso, o que talvez determine uma diminuição do pH a valores mais ácidos neste período; contudo, na Lagoa, no mesmo período, níveis de meso a oligotrofia resultaram em valores mais básicos. Os ambientes não demonstraram grandes variações do pH na estação seca, que podem ser atribuídas ao estado mais oligotrófico destes ambientes nesta estação do ano.

Os valores de condutividade elétrica estão associados à temperatura, condições climáticas (estação seca e chuvosa), pH, matéria orgânica, nutrientes ionizados e também ao estado trófico da água (Esteves et al. 2011).

Um padrão inverso de variação da condutividade foi observado comparando Lagoa Poço das Pedras e Açude de Onda Verde. Na Lagoa, mais baixos valores de condutividade estão relacionados ao efeito de diluição no período chuvoso e valores mais altos na estação seca podem estar relacionados à variação do pH, aos processos de degradação da vegetação e processos de decomposição (Thomaz et al. 1992; Esteves, 1998; Costa & Henry, 2002). Na estação seca, a condutividade no Açude de Onda Verde não apresentou variações expressivas, portanto com valores mais constantes. Na estação chuvosa, os valores mostraram grandes oscilações, atingindo valores relativamente elevados; isto pode estar relacionado à grande quantidade de substâncias ionizadas na água trazidas por escoamento superficial das chuvas, levando a eutrofização do ambiente e, pode também estar relacionado a maior acidez neste período do ano (Bozelli et al., 1992).

Na Lagoa Poço das Pedras, o oxigênio apresentou variações sutis que podem estar associadas às outras variáveis químicas da água, como pH e condutividade elétrica. Na estação seca a quantidade de oxigênio dissolvido na água foi menor comparado à estação chuvosa, embora no período seco tenha ocorrido maior transparência na coluna d'água e maior quantidade de pigmentos totais (biomassa fitoplanctônica) indicando produção de

oxigênio pela fotossíntese, mas a degradação de matéria orgânica, a demanda bioquímica de oxigênio em função da decomposição pelas bactérias e a respiração das plantas e animais consomem grande parte do oxigênio produzido (Amon & Benner, 1996; Henry et al., 1997; Nogueira et al., 1999; Amado et al., 2006; Wondie et al., 2007).

Mesmo com as variáveis ambientais químicas indicando taxas de decomposição da matéria orgânica, processo de eutrofização e também introdução de grande quantidade de sedimentos no Açude de Onda Verde, a quantidade de oxigênio dissolvido na água foi mais elevada e sem grandes oscilações nos períodos de amostragens e nas duas estações do ano. A mesma situação foi observada por Martins & Henry (2004) em uma lagoa desconectada do rio Paranapanema e, portanto com características semelhantes as do Açude de Onda Verde. Alguns dos fatores que podem determinar a variação da concentração de oxigênio na água em ambientes rasos e tropicais são a temperatura e as suas características morfológicas, que favorecem ou são impeditivos à ação do vento na concentração por camadas como também na distribuição pelo interior do ecossistema. A intensidade e duração de fortes ventos e chuvas frias também são fatores que interferem na distribuição do oxigênio em ambientes rasos (Esteves & Furtado, 2012).

Maiores concentrações de material em suspensão foram encontradas no período chuvoso e menores no período seco, nos dois ambientes de estudo. Para Henry (2009), áreas que estão sujeitas a inundações podem apresentar altas variações de material em suspensão, como ocorreu na Lagoa Poço das Pedras. As oscilações na concentração de material em suspensão, e reduzidos valores de transparência no período chuvoso estiveram associados à ação do vento, que ocasionou maior mistura da água e conseqüente re-suspensão do sedimento, e também ao efeito de escoamento superficial com a entrada de sedimento de áreas adjacentes como as margens dos ambientes. No caso da lagoa marginal, também podemos atribuir ao transporte de material alóctone de águas tributárias da bacia de drenagem. Modificações dessas variáveis relacionadas ao período chuvoso e a flutuações do pulso de inundação também foram verificadas por outros autores estudando sistemas de planície de inundação e áreas úmidas (Rodrigues et al., 2002; Taniguchi et al., 2004; Alho, 2008; Granado & Henry, 2012).

Na estação chuvosa, os dois ambientes mostraram altos valores de fósforo e nitrogênio total, com valores diários do fósforo mais estáveis na Lagoa, enquanto no Açude, um aumento atingindo um grande pico foi observado. As concentrações diárias de nutrientes totais desses ecossistemas podem estar relacionadas às chuvas e ao aporte orgânico e inorgânico dos ecossistemas adjacentes. No caso de ecossistemas lênticos marginais, o aporte de cargas originárias de tributários pode ser importante. No caso de lagoas de inundação, podem funcionar como sumidouros de fósforo, retendo o elemento que é carregado pelas águas do rio (Maine, et al., 2004).

As altas concentrações de fósforo e nitrogênio, na estação chuvosa do Açude de Onda Verde podem ser atribuídas à intensa atividade agrícola, considerada uma das principais fontes de fosfato e nitrogênio para ecossistemas lacustres. As perdas de nutrientes a partir de terras cultivadas podem ocorrer principalmente de duas maneiras, sendo a primeira por lavagem da parte superior do solo após as primeiras chuvas, e a segunda, por lavagem e percolação de nutrientes solúveis, principalmente nitrogênio, que atingem o lençol freático (Vollenweider, 1968).

Assume-se atualmente que o nitrogênio, juntamente com o fósforo, pode regular a produtividade primária aquática na maioria das águas continentais, em regiões tropicais, subtropicais e temperadas (Smith et al., 2006; Kosten et al., 2009). Sabe-se também que a resposta dos produtores primários ao enriquecimento por nitrogênio ou fósforo pode ser afetada por fatores locais como: características hidrológicas do sistema aquático, hidrologia e uso do solo na bacia de drenagem, padrões de herbivoria e de limitação por luz (Esteves & Panosso, 2012).

Os pigmentos totais representam a biomassa fitoplanctônica, sendo possível relacionar sua variação com alguns fatores abióticos (transparência, nutrientes como fósforo e nitrogênio, variação do nível de água e pluviosidade) e fatores bióticos, como herbivoria e competição (Thomaz et al., 1997). No entanto, o valor máximo obtido para a concentração de pigmentos totais foi obtido no período seco e coincidiu com menores temperaturas e concentrações de nutrientes mais elevadas. Altas temperaturas aceleram o metabolismo das algas e aumenta a capacidade reprodutiva juntamente com a assimilação dos nutrientes, no entanto o contrário aparentemente ocorreu no período amostrado.

Em lagos e represas tropicais rasos, ambientes sujeitos a muita turbulência, torna-se difícil o reconhecimento dos fatores mais importantes na determinação da variação temporal da biomassa e produtividade fitoplanctônica. De modo geral, as maiores densidades e biomassa fitoplanctônica são observadas em períodos de maior estabilidade hidrodinâmica e maior radiação subaquática influenciada pelas condições climáticas que determinam a quantidade de energia que penetra na água, e o fator mais importante é a transparência da coluna d'água, coincidindo geralmente com o período seco (Esteves & Suzuki, 2011). Neste trabalho, maior estabilidade hidrológica, menores valores de material em suspensão e maior transparência, tanto na lagoa quanto no açude, foram obtidos no período seco.

Moura et al. (1977) associaram a variação temporal do fitoplâncton com a precipitação. Nestes estudos, verificaram nos lagos Santa Maria e Descoberto que a variação da biomassa das espécies dominantes do fitoplâncton (gêneros: *Staurodesmus*, *Staurostrum*, *Dinobryon*, *Peridinium* e *Cystodinium*) eram relacionadas às flutuações nas precipitações, sendo o seu valor máximo encontrado no período seco, quando as condições de radiação subaquática eram mais favoráveis. No Açude de Onda Verde, os dinoflagelados, principalmente o gênero *Peridinium*, são grandes contribuintes em densidade ao grupo de algas e possivelmente estejam associados a regime adequado de luminosidade na água no período seco.

Hutchinson (1961) foi o pioneiro em estudos de variação espaço-temporal das condições ambientais e de recursos que promovem o aumento da diversidade fitoplanctônica, assim como na compreensão dos fatores abióticos e bióticos que atuam na dinâmica populacional do zooplâncton e nas diversidades locais.

❖ **Atributos das comunidades de rotíferos**

Considerando os dois locais amostrados e as estações do ano, um número relevante de táxons (114) foi registrado. A Lagoa Poço das Pedras em sua estação chuvosa contribuiu com a maior parcela dos táxons.

Alguns táxons como *Lecane arcuata*, *L. rhopalura*, *L. serrata*, *L. syngenes* e *Cephalodella gigantea* não ocorreram no outro estudo dessas regiões (ver Cap.1) e também são novas ocorrências para o estado de São Paulo, não estando listadas no mais novo *Check-list* publicado por Souza-Soares (2011) para o estado de São Paulo.

Vale ressaltar os táxons *Asplanchna brighwellii* e *Microcodon clavus*, o primeiro só foi registrado nas Lagoas do Barbosa e Poço das Pedras (Cap.1 e 2), e o segundo táxon só foi registrado nos Açudes (ver Cap. 1 e 2).

Segundo Nogrady & Segers (2002), *A. brighwellii* é um táxon cosmopolita e predador, e *M. clavus* apresenta habito litorâneo (preferência por locais com vegetação diversa e ampla), mas também é um planctônico facultativo e possui ampla distribuição biogeográfica: Europa, Austrália, Tasmânia, África (Senegal), América do Norte (EUA e Canadá) e com registros no Brasil (América do Sul), embora ainda não tenha assinalado no estado de São Paulo. O comportamento predatório de *A. brighwellii* pode ter uma função significativa na estruturação das comunidades de rotíferos, em relação à seleção de presas (Sarma, 1993; Hampton & Starkweather, 1998), e seus impactos sobre a morfologia das presas, ou seja, na ciclomorfose (Gilbert, 1999).

As famílias Lecanidae, Brachionidae e Trichocercidae foram as mais representativas nos dois ambientes de estudo. Estas famílias são predominantes e comumente registradas em vários estudos (Vasquez & Rey, 1989, Segers & Dumont, 1995; Lansac-Toha et al., 1997; Bonecker et al., 1998; Aoyagui et al., 2004; Casanova, 2005; Abra, 2008).

A riqueza elevada de rotíferos, como observada neste estudo (ver Cap.1), é característica de ambientes laterais ao rio Paranapanema na região de sua desembocadura na Represa de Jurumirim (Casanova, 2000 e 2005). Mortari (2009) também destacou a elevada abundância dos rotíferos em relação aos outros grupos do zooplâncton.

A riqueza de espécies de rotíferos foi similar nos dois ambientes de estudo, durante a estação seca. O maior intercâmbio de faunas entre os ambientes, lagoas e rio, e dentro dos ambientes (entre as regiões litorâneas com vegetação e a região pelágica) é característica comprobatória da maior riqueza registrada no período chuvoso na Lagoa Poço das Pedras e menor riqueza no Açude de Onda Verde; neste não há conectividade com um rio de grande ordem no qual a grande troca de fauna entre ambientes é responsável pela elevada riqueza de espécies (Aoyagui & Bonecker, 2004; Casanova, 2005). A menor riqueza no Açude durante o período chuvoso, e uma mais alta na estação seca podem estar relacionadas ao efeito de diluição da fauna e também ao maior tempo de residência da água neste ambiente, respectivamente (Baranyi et al., 2002). Segundo Bozelli (2000), o efeito de diluição é um fator importante que afetou a estrutura do zooplâncton em um lago de várzea da Amazônia.

Esses resultados mostram a importância do fluxo de água e da conectividade entre os ambientes na riqueza específica da assembléia de rotíferos, e reforçam a idéia dos ambientes lóticos como coletores de informação em sistemas de rio-planície de inundação e áreas úmidas (“*wetland*”). De acordo com Amoros & Roux (1988), quanto maior o grau de conectividade entre os ambientes em sistemas de rios, como planícies de inundação, maior a distribuição do zooplâncton e de outras comunidades aquáticas.

A diversidade e equitabilidade se correlacionaram e exibiram padrões inversos aos da dominância de espécies. Maiores valores de diversidade e equitabilidade e menores de dominância de rotíferos foram registrados na Lagoa Poço das Pedras, e em especial na estação chuvosa, sendo muito discrepante o aumento da diversidade neste período. A maior estabilidade hidrológica e maior controle físico-químico do ecossistema tende à dominância de poucas espécies e menor diversidade. Green (1993) atribuiu como indicador de poluição ou outro stress ambiental as altas porcentagens de um número restrito de espécies dominantes.

Aoyagui (2007) também relacionou maiores índices de diversidade e equitabilidade, e a ausência de dominância de espécies a menores alterações dos fatores físicos e químicos, principalmente em lagoas fechadas e canais do sistema da planície de inundação do alto rio Paraná, corroborando assim os índices encontrados no Açude de Onda Verde. A diversidade é também influenciada pela produtividade e por distúrbios físicos nos ambientes, como por exemplo, grandes tempestades e inundações, caracterizando eventos de grande magnitude ou estocásticos.

A espécie *Polyarthra vulgaris* foi a espécie com maior persistência entre as dominantes, fato este observado neste estudo (ver Cap.1) e em outros estudos (Keppeler & Hardy, 2004; Panarelli et al., 2003; Casanova, 2005). Em estudos interanuais realizados por Bonecker et al. (2009), a espécie *Polyarthra dolichoptera*, de mesmo gênero que *P. vulgaris*, caracterizou-se como persistente e uma das espécies contribuintes na estabilidade da comunidade em uma lagoa após a construção de um reservatório.

A maior abundância de algumas espécies na estação seca, como *Polyarthra vulgaris* no Açude e *Keratella tecta* na Lagoa, pode estar associada à maior habilidade competitiva dessas espécies e à menor qualidade do alimento disponível, visto que nesta estação foram determinadas maiores quantidades de pigmentos totais (clorofila *a*). Lucinda (2007) identificou maiores incrementos de populações de *P. aff. vulgaris* e *Keratella cochlearis* em mesocosmos abertos devido a superioridade competitiva e qualidade das algas disponíveis, o que pode ter impedido o crescimento de outras espécies, sendo que a

diminuição da densidade de *P. aff vulgaris* e *K. cochlearis* favoreceu o crescimento de outras espécies.

Alimentação especializada, alta fecundidade e reprodução partenogenética freqüente caracterizam os rotíferos como oportunistas e r-estrategistas típicos, além de seu favorecimento em ambientes instáveis e eutróficos (Allan, 1976; Matsumura-Tundisi et al., 1990). Uma ampla gama de partículas alimentares exploradas por este grupo evidencia as habilidades desempenhadas por eles, pelo consumo de bactérias, algas e detritos de tamanhos diferentes, seguido por dietas completamente diferenciadas para muitas espécies presentes no corpo d'água simultaneamente ou ainda para a mesma espécie presente em outros ambientes (Starkweather, 1980). Bogdan et al. (1980) apresentou experimentalmente, com auxílio de traçadores radioativos as diferenciações na utilização de partículas alimentares das espécies do gênero *Polyarthra* e em várias subespécies de *Keratella cochlearis*, evidenciando assim, que a intensa diferenciação de nichos influenciando as espécies relatadas nos dá uma idéia das interações competitivas sobre a composição e diversidade das assembléias de rotíferos.

Os valores de abundância, biomassa e produtividades totais observados nos dois ambientes de estudo tiveram a mesma tendência de variação ao longo dos períodos de estudo. De forma geral, no Açude de Onda Verde foram obtidos os maiores valores para esses atributos da população, nos dois períodos amostrados. O Açude, ambiente relativamente pequeno, apresenta grandes oscilações e valores elevados comparados à produtividade de um ambiente de morfometria diferente e mais instável hidrologicamente.

A conectividade hidrológica é um fator importante na estruturação e produtividade da comunidade planctônica, principalmente em lagoas de planície de inundação (Paidere et al., 2007). De acordo com Baranyi et al. (2002), o tempo de residência da água em ambientes de planície de inundação é um importante fator para a biomassa e composição de espécies do zooplâncton, como também constatado neste trabalho, em uma lagoa marginal de área úmida e um açude com maior tempo de residência da água.

Na Lagoa Poço das Pedras, ambiente com alta conectividade com o rio Paranapanema, as características da água sofreram menores modificações ao longo dos períodos, destacando menores variações químicas no período chuvoso, o que pode ter propiciado os menores valores observados na abundância, biomassa e produtividade das principais espécies e altos valores de riqueza, diversidade e uniformidade no período chuvoso inverso do que foi encontrado no Açude de Onda Verde. Uma situação similar a

da Lagoa Poço das Pedras foi observada por Casanova (2005), estudando lagoas na mesma zona de desembocadura do rio Paranapanema na Represa Jurumirim.

A análise estatística não evidenciou diferença significativa da produtividade secundária entre períodos na Lagoa, o que pode ser atribuído pela pluviosidade mais alta e atípica no período seco (Anexo 45) e também pela alimentação permanente da lagoa pela água do rio. Conseqüentemente, estes fatores contribuíram para a ausência de variações significativamente diferentes entre os períodos. Os ritmos de chuvas nas regiões tropicais são equivalentes, em termos de importância, aos de temperatura e luz das regiões temperadas, na estruturação das comunidades (Odum, 1983). Segundo Melão (1999), as chuvas produzem um grande influxo de nutrientes e material em suspensão, levando a uma menor transparência da água, além da proliferação do bacterioplâncton, todos fatores afetando a produtividade.

Os valores de peso seco das espécies que ocorreram nas duas estações dos ambientes foram maiores na estação seca. O menor tamanho destes organismos na estação chuvosa está relacionado principalmente com a temperatura. Temperaturas mais elevadas provocam diminuições no tempo de desenvolvimento embrionário, menores intervalos entre as posturas de ovos e, portanto diminuição no tempo de vida (Hofmann, 1977; Gillooly, 2000; Gillooly et al., 2002).

Para a espécie *Platyonus patulus macracanthus*, registrou-se o maior valor de peso seco ($0,268\text{mgPS.m}^{-3}$) embora esta espécie só tenha sido registrada na estação chuvosa na Lagoa Poço das Pedras. Casanova (2005) também obteve um dos valores mais altos de peso seco para esta espécie, no mesmo período (janeiro) em estudos nas Lagoas Camargo e Coqueiral, também marginais ao rio Paranapanema. Outras espécies obtiveram valores semelhantes e/ou iguais aos dos estudos de Casanova (2005), entre elas *Collotheca* sp. (julho na Lagoa Camargo), *Conochilus coenobasis* (julho na L. Coqueiral), *Keratella americana* (julho na L. Camargo), *Keratella cochlearis* (janeiro na L. Camargo), *Keratella tropica* (janeiro na L. Camargo), *Synchaeta pectinata* (julho nas duas lagoas) e *Polyarthra vulgaris* (julho na Lagoa Camargo e também em estudos de Sendacz et al. (2006) no reservatório de Ponte Nova).

O peso seco de organismos de mesmo tamanho pode mudar de acordo com seu ciclo de vida, estado nutricional e condições reprodutivas (Rocha, 1983) e também segundo as condições tróficas da água (Andrew & Fitzsimons, 1992). As diferenças de pesos secos estimados neste estudo podem ser reflexos do estado nutricional dos organismos, visto que na estação seca, os ambientes não apresentavam características eutróficas, mas uma maior

concentração de pigmentos totais (biomassa fitoplanctônica). Sendo os componentes da biomassa fitoplânctônica de mais fácil digestibilidade, isto permitiu um melhor estado nutricional dos organismos.

A biomassa de rotíferos em três reservatórios estudados por Santos (2010) foi maior na estação seca (valores de 0,0016 a 128,2 mgPS.m⁻³) comparada a sua estação chuvosa (valores de 0,0039 a 12,9 mgPS.m⁻³). No reservatório de Barra Bonita, estudos realizados por Santos-Wisniewski (1998) apontaram maiores valores no período chuvoso, semelhante ao encontrado por Casanova (2005) na lagoa (Camargo), marginal a rio Paranapanema, e também aos de Melão (1998) na lagoa Dourada, diferentemente dos resultados da outra lagoa marginal (Coqueiral) estudada por Casanova (2005) e aos nossos dados, que mostraram maiores valores de biomassa total na estação seca.

Em nossos estudos, a amplitude de variação diária da biomassa total, bem como os valores absolutos, foi mais alta na estação seca (valores de 17,5 a 31 mgPS.m⁻³) em relação a chuvosa (valores de 0,9 a 2,5 mgPS.m⁻³). Sendacz et al. (2006) também encontraram valores mais baixos de biomassa na estação quente e chuvosa, relacionando-os com os baixos valores de clorofila a. Atribuíram essas variações da biomassa ao estado trófico do ambiente, associando valores mais altos com situações de elevada trofia. Nossos resultados corroboram em parte com os de Sendacz et al. (2006), pois a biomassa parece estar relacionada com maiores valores de clorofila a e menores de sólidos suspensos e também as condições mais oligotróficas, de ambos os ambientes estudados.

De acordo com Rossa et al. (2007) vários fatores podem influenciar a biomassa de rotíferos, desde os métodos de preservação das amostras, até os fatores físicos e químicos do ambiente, como condutividade da água, concentração de oxigênio dissolvido, o tempo de residência da água, pH, temperatura, e também os biológicos, como a qualidade e quantidade de alimento, pressão de predação e competição intra e interespecífica por recursos.

O efeito de lavagem resultante do período chuvoso e grandes inundações trazem consigo diluições extremas e uma diminuição no tempo de residência da água. Tais condições de fluxo, como previamente mostrado em vários trabalhos, resulta em efeito negativo sobre a abundância do zooplâncton e provavelmente na reprodução (Holden & Green, 1960; Saunders & Lewis, 1989; Kobayashi et al., 1998; Thorp & Mantovani, 2005).

Segundo Paidere et al. (2007), a variação do fluxo em lagoas marginais na Lituânia (pertencente à antiga União Soviética), resultantes de grandes tempestades e conseqüentes

inundações, levou a menores valores de biomassas totais e altas diversidades do plâncton, determinado como Distúrbio Intermediário, a intensidade dessas perturbações.

Os menores tempos de desenvolvimento do ovo foram registrados para o período chuvoso e mais quente. Isto era esperado visto que o tempo de desenvolvimento do ovo está diretamente relacionado com a temperatura. Entre os ambientes, no Açude de Onda Verde registrou-se os menores tempos de desenvolvimento embrionário, local onde ocorreram as maiores temperaturas nas duas estações do ano amostradas (**Anexos 21 e 22**).

As taxas de natalidade e mortalidade (**Anexos 23 ao 44**) são essencialmente e respectivamente responsáveis, pelo aumento e diminuição da população, e juntamente com os processos de emigração e imigração (que não foram quantificados neste estudo) são responsáveis pela variação populacional ao longo do tempo. No presente trabalho, foram obtidas altas taxas de crescimento e variações correspondentes ao incremento nas taxas de natalidade e diferentemente dos estudos de Casanova (2005), as taxas de natalidade apresentaram variações, indicando que há um recrutamento originário do próprio ambiente superior ao adicional, seja através da entrada e/ou saída de água pela conexão com o rio na lagoa ou por eclosão de ovos de resistência e imigração pelo vento e/ou presos a animais, nos dois ambientes.

Não foi possível o cálculo da produtividade secundária para todas as espécies importantes em termos de abundância nos diferentes ambientes e períodos estudados. Isto se deve ao fato da ausência de fêmeas apresentando ovos nas amostras, embora a presença de ovos soltos tenha sido registrada.

O fato de que para representantes de algumas famílias não ser possível o registro de ovos pode estar relacionado a estratégias reprodutivas e modos de vida. Assim, membros de famílias predominantemente litorâneas ou bênticas geralmente depositam seus ovos no substrato ou os prende na vegetação, como Euchlanidae, Lecanidae, Mytilinidae e Lepadellidae (Koste, 1978). Os táxons predominantemente planctônicos como *Brachionus*, *Keratella* e *Anuraeopsis* carregam seus ovos, ao contrário de *Trichocerca*, táxon tipicamente planctônico, que raramente carrega seus ovos (Sarma et al., 2005). Gilbert (1983) confere algumas vantagens no carregamento de ovos pelas fêmeas de rotíferos como proteção maior contra predação, exposição a maiores concentrações de oxigênio pela atividade natatória da mãe e o sucesso da eclosão dos ovos pela prevenção dos ovos atingirem camadas mais profundas nos ambientes com maior profundidade e com temperaturas mais baixas e condições anóxicas.

Os maiores valores de abundância, biomassa e produtividade, no Açude de Onda Verde, em ambos os períodos e com aumentos na estação seca, podem ser explicados pela maior estabilidade hidrológica do local, principalmente no período sem chuvas, quando comparado a uma lagoa com conexão hidrológica com um ambiente lótico.

Após uma revisão da literatura, Wetzel (1993) cita valores de produtividade para rotíferos herbívoros e predadores de diferentes ambientes de água doce do mundo e a amplitude de variação atingiu valores de 0,09 a 10,5 mgPS.m⁻³.dia⁻¹. No presente estudo, a maioria dos valores esteve dentro desta faixa e o local que atingiu valores mais discrepantes foi o Açude de Onda Verde na estação seca, com uma média de 14,9 mgPS.m⁻³.dia⁻¹ e um amplitude de variação diária de 3,8 a 50,4 mgPS.m⁻³.dia⁻¹. Deve-se destacar também a variação na estação chuvosa na Lagoa Poço das Pedras, com média de 0,08 mgPS.m⁻³.dia⁻¹ e amplitude abaixo do limite inferior apontado pelo autor.

Avaliando a contribuição individual das espécies na produtividade total, as maiores contribuições foram dadas pelas espécies *Polyarthra vulgaris* (em todos os períodos e locais), *Synchaeta pectinata* (estação seca na Lagoa e no Açude), *Brachionus angularis bidens* (estação seca do Açude), *Platyonus patulus macracanthus* (estação chuvosa na Lagoa), *Kellicottia bostoniensis* (estação chuvosa na Lagoa) e *Brachionus falcatus* (estação chuvosa no Açude). Em estudos no Reservatório de Barra Bonita realizados por Santos-Wisniewski (1998) e, no reservatório do Broa por Pelaéz-Rodríguez & Matsumura-Tundisi (2002), os autores relacionaram maior contribuição da produtividade às espécies do gênero *Keratella*, *K. tropica* e *K. americana*, respectivamente. As espécies *Brachionus dolabratus* e *B. calyciflorus*, respectivamente foram indicadas como as maiores contribuintes da produtividade por Casanova (2005) na Lagoa Coqueiral e Santos (2010) em dois reservatórios no noroeste paulista.

O gênero *Brachionus* tem sido apontado como indicador de condições eutróficas (Gannon & Stemberger, 1978; Sládeček, 1983). A constância, e altos valores de abundância, biomassa e produtividade em todos os ambientes relatados no Cap. 2 (Lagoa Poço das Pedras e Açude de Onda Verde) e no Cap.1 (10 Açudes e 3 Lagoas marginais), na região da barragem de Jurumirim (Panarelli et al., 2003), no rio Paranapanema e em três lagoas marginais (Casanova, 2005) nos mostram a importância desta espécie em várias regiões do estado.

A qualidade e a quantidade de alimento representam os fatores preponderantes para o desenvolvimento (crescimento e reprodução) dos rotíferos (Duncan 1984; Stemberger e Gilbert, 1985; Galindo et al., 1993). Visto que as mais altas abundâncias, biomassas e

produtividades foram obtidas na estação seca, em especial no Açude de Onda Verde, e também em condições mais oligotróficas para os dois ambientes. Como já foi dito anteriormente, a biomassa fitoplanctônica foi um dos fatores determinantes dos altos valores, embora não tenha se correlacionado significativamente com a produtividade.

O valor da razão P/B (taxa de renovação ou “turnover”) de um organismo ou grupo de organismos é a taxa de produção por unidade de biomassa, sendo um índice geral do fluxo de energia relativo à biomassa, podendo ser empregado como um parâmetro útil para comparações entre diferentes níveis tróficos ou entre os mesmos níveis tróficos, sob diferentes condições (Wetzel, 1993).

Dentre os ambientes estudados, na Lagoa Poço das Pedras foram encontrados o menor e o maior tempo de renovação, sendo a maior razão P:B obtida na estação seca. De acordo com Pederson et al. (1976), a razão P:B tende a aumentar com o aumento da produtividade de um lago e com sua eutrofização, diferentemente do obtido em nossos estudos. Melão (1998) em estudos da Lagoa Dourada, um ambiente oligotrófico, encontrou valores da razão P:B para rotíferos variando de 0,08 a 0,17. Santos-Wisniewski (1998), no reservatório de Barra Bonita, um ambiente eutrófico, obteve valores de 0,01 a 0,35 e Santos (2010), em reservatórios com características de oligo a mesotróficas, obteve valores de rotíferos de 0,04 a 1,09; portanto, mais similares aos nossos dados.

Os valores de tempo de renovação de Rotifera, obtidos no presente estudo, em geral alcançou valores mais baixos na estação chuvosa e em temperaturas mais elevadas, embora a espécie com maior valor desse tempo tenha ocorrido nesta estação. Altas taxas de renovação da biomassa refletem importantes relações na manutenção da teia alimentar dos ecossistemas e a importância dos rotíferos na transferência de matéria e energia (Winberg, 1971; Ruttner-Kolisko, 1974).

Keppeler & Hardy (2004) encontraram maiores abundâncias de *B. falcatus* no período de maiores concentrações de condutividade elétrica, fato corroborado em nossos estudos, onde maiores valores de abundância, biomassa e produtividade desta espécie foram relacionados ao aumento da condutividade. Esta espécie não apresentou altas correlações com os preditores ambientais, no entanto foi ordenada próxima ao período chuvoso do Açude, evidenciando assim sua correlação positiva com a condutividade e maiores produtividades neste período.

Algumas espécies com maior produtividade relacionada à estação seca apresentaram altas correlações positivas com profundidade e temperatura, ambos fatores ambientais com valores menores nesta estação, e também uma correlação positiva com a

transparência e o pH (maiores nesta estação) o que caracteriza espécies relacionadas a ambientes oligotróficos. *Polyarthra vulgaris* alcançou maiores valores de produtividade na estação seca e fria, o que o caracteriza segundo Wetzel (1993) como estenotérmica fria. Embora esta espécie tenha sido relacionada com baixas temperaturas (Melão, 1999; Casanova, 2005; Casanova et al., 2009), ela apresenta uma ampla gama de distribuição, persistência e produtividade nos ecossistemas aquáticos.

Segundo alguns autores (Edmondson, 1974; Makarewicz & Likens, 1979; Selin & Hakkari, 1982), a produtividade do zooplâncton lacustre apresenta correlações positivas com a intensidade de radiação solar, o que pode corroborar correlações altas e positivas entre algumas espécies e a transparência.

Espécies como *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus angularis bidens* e *Kellicottia bostoniensis* se correlacionaram positivamente a fatores que indicam condições mais eutróficas. Nos estudos de Bertolotti (2001) em corpos d'água do estado de São Paulo, as espécies *Anuraeopsis fissa* e *Brachionus angularis* foram associadas a níveis eutróficos e a espécie *K. bostoniensis* foi relacionada a processos de eutrofização por Lucinda et al. (2004), todos estes trabalhos corroboram o encontrado em nossos estudos.

Alta produtividade das espécies *P. vulgaris*, *Synchaeta pectinata* no período seco está relacionado a maior estabilidade desse período como também foi observado por Casanova (2005) na Lagoa do Camargo em período mais estável.

Em geral, a temperatura apresenta efeitos positivos sobre a produção secundária dos rotíferos. Muitos autores sugerem altas taxas de crescimento com um tempo de desenvolvimento mais curto elevando as taxas populacionais e de alimentação, o que implica num aumento de produção. Em nossos estudos, as elevadas temperaturas levaram à diminuição do tempo de desenvolvimento do ovo e aumento das razões P:B de algumas espécies, porém de modo geral a produtividade foi mais elevada no período de menores temperaturas. Correlações negativas de algumas espécies no período chuvoso foram registradas e, segundo Pidgaiko et al. (1972 *apud* Downing & Rigler, 1984) os efeitos positivos ou negativos da temperatura dependem da morfometria e localização geográfica da bacia, associados à profundidade e a estabilidade do ambiente.

Em ambientes oligotróficos, com elevada transparência da água e baixa condutividade elétrica e de conteúdo em nutrientes, a fração dominante de recurso alimentar é o nanofitoplâncton; isto permite que o zooplâncton herbívoro, representado por filtradores como calanóides e grandes cladóceros (dafinídeos e sidídeos), seja mais abundante (Tundisi et al., 1988; Rietzler et al., 2002; Sampaio et al., 2002). No entanto,

em estudos realizados por Câmara (2011) no Açude de Onda Verde no mesmo período seco, observou-se um grande domínio da abundância por pequenos copépodes, *Tropocyclops prasinus* e *Thermocyclops decipiens*, que segundo (Brandl, 2005) são os maiores predadores de rotíferos. Apesar da suposta grande pressão de predação por copépodes sobre os rotíferos, principalmente aos de corpo alorricado, o sucesso reprodutivo e o aumento na produtividade de algumas espécies, como *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta pectinata* e *Brachionus angularis bidens* neste período pode estar relacionado aos mecanismos de escape, tamanho, comportamento (por exemplo, carregar ou não os ovos) ou mesmo as adaptações morfológicas da presa (Gilbert, 1983; Brandl, 2005; Sarma et al., 2005).

Câmara (2011) estudando a predação do zooplâncton por *Chaoborus* sp. no Açude de Onda Verde constatou forte pressão de predação em estádios iniciais desta larva sobre as populações de rotíferos, e principalmente sobre espécies do gênero *Keratella*, sendo maiores no período seco. No entanto, não observou predação sobre as populações de *Polyarthra vulgaris*; estes dados indicam forte impacto de espécie-específica e controle top-down dos rotíferos, principalmente sobre espécies de *Keratella* sp. Este fato talvez explique maior produtividade de espécies como *Polyarthra vulgaris*.

De acordo com Arcifa (1997), *Chaoborus* spp. exerce potencial de predação o ano inteiro, e a pressão sobre o plâncton só não é diminuída pelas flutuações sazonais da população e a migração vertical das presas.

Ambientes com concentrações mais elevadas de detritos e nutrientes (de características meso-eutróficos) favorecem o crescimento de bactérias e protozoários, importantes fontes de alimento para pequenos filtradores como náuplios, rotíferos e pequenos cladóceros (bosminídeos) (Esteves & Sendacz, 1988; Rocha et al., 1995; Matsumura-Tundisi et al., 2000 e 2002).

A correlação negativa da produtividade de rotíferos com o aumento de sólidos suspensos e nutrientes totais foi obtida na estação seca do Açude e foi significativamente diferente entre suas estações do ano. Pode estar correlacionada à entrada de pesticidas da lavoura no Açude, o que incrementa a quantidade de produtos químicos e consequente aumento da toxicidade. Em estudos de Parra et al. (2005), avaliando os efeitos da toxicidade sobre populações de copépodos, os autores constataram mortalidade de fêmeas adultas e náuplios e uma diminuição na produtividade secundária, com a entrada de bioessolúveis tóxicos. Alterações na produtividade também foram observadas por Snell & Serra (2000) com a diminuição na produção de ovos de resistência de rotíferos.

A composição e a estrutura das comunidades zooplanctônicas são produto do crescimento, reprodução, competição e pressão de predação, aliado a existência de condições físicas e químicas e disponibilidade de alimento para o exercício e manutenção de suas atividades (Branco, 1991).

A produtividade é considerada como um fator chave regulando a diversidade de espécies, e tem atraído atenção devido ao enriquecimento de nutrientes provocado pelo homem, seja em ecossistemas aquáticos ou mesmo nos ambientes terrestres de todo o mundo. Geralmente a maior diversidade é observada em menores níveis de produtividade.

7. Conclusões

- Todas as variáveis físicas, químicas e biológicas dos dois ambientes mostraram padrões semelhantes de variação entre as estações do ano, exceto a profundidade, que não teve uma variação aparente entre as estações no Açude de Onda Verde e a condutividade elétrica que mostrou um padrão inverso entre os ambientes nas estações seca e chuvosa.
- Embora as variáveis limnológicas tenham mostrado padrões semelhantes entre as estações do ano para os dois locais, ao longo dos períodos de amostragem as diferenças foram mais expressivas e em destaque no Açude.
- A diversidade, riqueza e equitabilidade mostraram valores inversos aos da abundância, biomassa e produtividade nos dois ambientes.
- A instabilidade hidrológica juntamente com a conectividade na Lagoa determinou as diferenças entre a abundância, biomassa e produtividade, maior no Açude, ambiente mais estável e, portanto com menores perdas de indivíduos.
- Embora tenha mostrado menores valores no período chuvoso, a ausência de diferenças significativa na produtividade entre as estações da lagoa pode ter ocorrido pelo atípico período seco com altos níveis pluviométricos, evidenciando que as chuvas juntamente com a variação do fluxo também exercido um papel importante na produtividade dos ambientes.
- A quantidade e qualidade do alimento influenciaram a produtividade das espécies nos ambientes e foi mais preponderante que as mudanças físicas e químicas da água.

- Os dados disponíveis em literatura e no presente estudo sugerem que não é possível afirmar que a razão P:B tende a ser maior com a produtividade do lago e consequente eutrofização.
- As relações tróficas podem ser os principais componentes influenciando a dinâmica de populações de rotíferos nos ambientes de estudo, e em especial no Açude.

8. Referências Bibliográficas

- Abra, J. 2008. **Variação sazonal da composição, abundância e diversidade de rotíferos na Lagoa do Coqueiral, lateral ao rio Paranapanema em sua zona de desembocadura na Represa Jurumirim, SP.** Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP.
- Allan, J. D., 1976. Life history patterns in zooplankton. **American Naturalist**, 110: 165-180.
- Alho, C.J.R. 2008. **Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and environmental degradation.** *Braz. J. Biol.*, 68(4): 957-966.
- Amado, AM.; Farjalla, V.F.; Esteves, F.A.; Bozelli, R.L.; Roland, F. & Enrich-Prast, A. 2006. Complementary pathways of dissolved organic carbon removal pathways in clear-water Amazonian ecosystems: photochemical degradation and bacterial uptake. *FEMS Microbial Ecol.* 56: 8-17.
- Amon, R.M.W & Benner, R. 1996. **Bacterial utilization of different size classes of dissolved organic matter.** *Limnol Oceanogr.* 41: 41-51.
- Amoros; C. & Roux; A.L. 1988. Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. **In:** Schreiber; K.F. (Ed.) **Connectivity in Landscape Ecology.** Münstersche Geographische Arbeiten, Münster, Germany. 125-130.
- Andrew TE, Fitzsimons GA, 1992 **Seasonality, population dynamics and production of planktonic rotifers in Lough Neagh, Northern Ireland.** *Hydrobiologia* 246: 147-164.
- Aoyagui, A.S.M. & Bonecker, C.C. 2004. **Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity.** *Hydrobiologia*, 522: 281-290.

- Aoyagui, A.S.M. **Diversidade de rotíferos na planície de inundação do Alto Rio Paraná (PR/MS – Brasil)**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá – UEM, Paraná. 131p.
- Arcifa, M. S. 1997. **Flutuations and vertical migration of *Chaoborus* in a tropical Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre**. Acta Limnol. Brasil., 9: 93-103.
- Baranyi, C.; Hein, T.; Holarek, C.; Keckeis, S. & Schiemer, F. 2002. **Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology**. Freshwater Biology. 47: 473:482.
- Bogdan, K. G., Gilbert, J. J. & Starkweather, P. L., 1980, **In situ clearance rates of planktonic rotifers**. Hydrobiologia, 73: 73-77.
- Begon, M.; Harper, J.L.; Townsend, C.R. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. 4th ed. London: Blackwell Science. 759pp.
- Bertolletti, S.A.E.P. 2001. O zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relação entre espécies zooplanctônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo. São Paulo, USP, Tese (Doutorado). 254p.
- Bonecker, C. C., F. A. Lansac-Tôha & D. C. Rossa, 1998. **Planktonic and nonplanktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil**. Brazilian Archives of Biology and Technology 41: 447-456.
- Bonecker, C. C.; Nagae, M. Y.; Blettlér, M. C. M.; Velho L. F. M.; Lansac-Tôha, F. A. 2007. **Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil**. Hydrobiologia 579 (1), 115-123.
- Bonecker, C.C.; Aoyagui, A.S.M. & Santos, R.M. 2009. **The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations**. Braz. J. Biol., 69 (2, Suppl.): 529-537.
- Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurazawa, H., Larsson, P. & Weglenska, T., 1976. **A review of some problems in zooplankton production studies**. Norw. J. Zool., 24: 12-456.
- Bozelli, R.L.; Thomaz, S.M.; Roland, F. & Esteves, F.A. 1992. **Variações nictemerais e sazonais de alguns fatores limnológicos na represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo**. Acta Limnol.Brasil. 4: 53-66.
- Bozelli, R. L., 2000. Zooplâncton. In Bozelli R. L., F. A. Esteves & F. Roland (eds), **Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. UFRJ/SBL, Rio de Janeiro: 121–138.

- Bozelli, R. L. & Huszar, V. L. M. 2003. **Comunidades Fito e Zooplanctônicas Continentais em Tempo de Avaliação.** LIMNOtemas. Sociedade Brasileira de Limnologia, 3:1-32.
- Branco, C.W.C. 1991. A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Brasília, Paranoá, DF. Brasil. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Brasília, Brasília.
- Burgis, M. J., 1974. **Revised estimates for the biomass and production of zooplankton in Lake George, Uganda.** Freshwater Biology, 4: 535-541.
- Câmara, C.F. 2011. Caracterização da Comunidade de microcrustáceos e avaliação de potenciais predadores vertebrados e invertebrados em dois reservatórios na região noroeste do Estado de São Paulo. Universidade Estadual Paulista -Unesp, Ibilce, SP. 149p.
- Carmouze, J.P. 1994. O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: Ed. Edgard Blücher. (A288).
- Casanova, S. M. C. 2005. **Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotifera.** Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP. 255p.
- Casanova, S.M.C.; Panarelli, E.A. & Henry, R. 2009. **Rotifer abundance, biomass and secondary production after the recovery of hydrologic connectivity between river and two marginal lakes (São Paulo, Brazil).** Limnologia (39) 292-301.
- Castilho, M.S.M. & Arcifa, M.S., 2000. **Production of the rotifer *Brachionus plicatilis* (Ploimida: Brachionidae) in Brazilian coastal lagoon.** Rev. Biol.Trop., 48(4): 859-865p.
- Chapman, G.A.; Ota S. & Recht F. 1980. - Effects of water hardness on the toxicity of metals to *Daphnia magna*. **In:** Aquatic Toxicity Information Retrieval database. U.S. Environmental Protection Agency (ed.). Washington DC .Pages 1-17.
- Costa, M.L. & Henry, R. 2002. Biomassa e composição química de *Eichhornia azurea* de três lagoas laterais ao rio Paranapanema na zona de desembocadura na Represa Jurumirim, São Paulo. Hoehnea 29(2): 65-77.
- Culver, D. A., Boucherle, M. M., Bean, D. J. & Fletcher, J. W., 1985. **Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions.** Can. J. Fish.Aquat. Sci., 42: 1380-1390.

- Downing, J.A. & Rigler, F.H. (eds.) 1984. **A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters**. IBP Hand Book 17, Blackwell Scientific Publishing. 2^aed. 501p.
- De Smet, W.H. & Pourriot, R. 1997. Rotifera: The Dicranophoridae (Monogononta) and The Ituridae Vol 5. **In: Dumont, H. J. F. (Ed.) Guides to the identification of the macroinvertebrates of the Continental Waters of the World**. - SPB Academics, The Hague. 344p.
- Dumont, H. J., Van De Velde, I. & Dumont, S., 1975. **The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters**. *Oecologia*, 19: 75-97.
- Duncan, O.D. 1984. Notes on Social Measurement, Historical and Critical. New York: Russell Sage Foundation, 272p.
- Edmondson, W. T., 1960. **Reproductive rates of rotifers in natural populations**. *Mem. Inst. Ital. Idrobiol.* 12,21-77.
- Edmondson, W. T., 1968. **A graphical model for evaluating the use of the egg ratio for measuring birth and death rates**. *Oecologia* 1,1-37.
- Edmondson, W.T. 1974. **Secondary production**. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 20, 229-272.
- Edmondson, W.T. & Winberg, G.C., 1971. **A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters**. Oxford, Blackwell, 358p.
- Esteves, F. de A. 2011. **Fundamentos de Limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro, Interciência. 790p.
- Esteves, K. E. & Sendacz, S. 1988. **Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo**. *Acta Limnol. Bras.*, 11: 587-604.
- Esteves, F. de A. & Furtado, A.L.dos S. 2011 (10) Oxigênio Dissolvido. **In: Esteves, F. de A. (Coord) Fundamentos de Limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro, Interciência. 790p.
- Esteves, F. de A. & Marinho, C.C. 2011. (12) Carbono Inorgânico. **In: Esteves, F. de A. (Coord) Fundamentos de Limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro, Interciência. 790p.
- Esteves, F. de A. & Panosso, R. 2011. (14) Fósforo. **In: Esteves, F. de A. (Coord) Fundamentos de Limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro, Interciência. 790p.
- Esteves, F. de A. & Suzuki, M.S. 2011. (21) Comunidade Fitoplanctônica. **In: Esteves, F. de A. (Coord) Fundamentos de Limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro, Interciência. 790p.

- Esteves, F. de A.; Figueiredo-Barros, M.P. & Petrucio, M.M. 2011. (17) Principais Cátions e Ânions. **In:** Esteves, F. de A. (Coord) **Fundamentos de Limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro, Interciência. 790p.
- Ferdous, Z. & Muktadir, A.K.M. 2009. **A Review: Potentiality of Zooplankton as Bioindicator**. American Journal of Applied Sciences, 6(10): 1815-1819.
- Galindo, M.D., Guisande, C. & Toja, J. 1993. Reproductive investment of several rotifer species. *Hydrobiol.* v255/256, 317-324.
- Gannon, J. E. & Stemberger, R. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Am. Microsc. Soc.*, 97:16-35.
- Gilbert, J. J., 1983. Rotifera, Oogenesis, oviposition and oosorption. **In** Adiyodi, K. G. & R. G. Adiyodi (eds) **Reproductive Biology of Invertebrates**. vol. I. John Wiley & Sons, New York, 181–209.
- Gilbert, J. J., 1999. **Kairomone induced morphological defenses in rotifers**. In Tollrian, R. & C. D. Harvell (eds.) *The Ecology and Evolution of Inducible Defenses*. Princeton University Press, NJ, 127–141.
- Gillooly, J.F. 2000. **Effect of body size and temperature on generation time in zooplankton**. *J. Plankton Res.*, 22, 241-251.
- Gillooly, J.; Charnov, E.; Wets, G.; Savage, V. & Brown, J. 2002. **Effects of size and temperature on developmental time**. *Nature*, 417:70-73.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohnstad (eds), 1978. **Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters**. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh.
- Granado, D.C. & R. Henry. 2012. **Changes in abiotic characteristics of water in the Paranapanema River and three lateral lagoons at mouth zone of the Jurumirim Reservoir during the flood period, São Paulo, Brazil**. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 40 (1): 79-89.
- Green, J. 1993. Diversity and dominance in planktonic rotifers. *Hydrobiologia.*, 225/256:345-352.
- Hampton, S. E. & P. L. Starkweather, 1998. Differences in predation among morphotypes of the rotifer *Asplanchna silvestrii*. *Freshwater Biology* 40: 595–605.
- Hart, R. C., 1987. **Population dynamics and production of five crustacean zooplankters in a subtropical reservoir during years of contrasting turbidity**. *Freshwater Biology*, 18: 287-318.

- Henry, R., 2005. The connectivity of the Paranapanema River with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim Reservoir. **Acta Limnol. Bras.**, 17(1): 57 – 69.
- Henry, R. 2009. **Annual changes in sediment entrapment efficiency of in lakes lateral to a river (Paranapanema River, São Paulo, Brazil).** Acta Limnol. Bras 21 (1): 25-34.
- Henry, R.; Pontes, M.C.F. & Tundisi, J.G. 1997. The oxygen deficit in lake Dom Helvécio **In:** Tundisi, J.G. & Saijo, M. (eds). Limnological studies on the rio Doce Valley lakes, Brazil. São Carlos: Graftex Comunicações Visual. 109-118p.
- Henry, R.; Panarelli, E. A.; Casanova, S. M. C.; Suiberto, M. R.; Afonso, A.A. De O., 2005. Interações Hidrológicas entre Lagoas Marginais e o rio Paranapanema na sua zona de desembocadura na Represa de Jurumirim. **In:** Nogueira, M. G., Jorcin, A. & Henry, R. (Org.). **Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata.** São Carlos: RiMa Editora. p. 57- 82.
- Hofmann, W., 1977. **The influence of abiotic environmental factors on population dynamics in planktonic rotifers.** Arch.Hydrobiol. Beih. Ergebn.Limnol., 8: 77-83.
- Holden, M. J. And J. Green, 1960: **The hydrology of the plankton of the River Sokoto.** – J. Anim. Ecol. 29: 65–84.
- Hutchinson, G.E. 1961. **The paradox of the plankton.** Am. Nat., 95: 137-145.
- Keppeler, E. C. & E. R. Hardy, 2004. **Abundance and composition of Rotifera in an abandoned meander lake (Lago Amapá) in Rio Branco, Acre, Brazil.** Revista Brasileira de Zoologia 21: 233-241.
- Kobayashi, T., R. J. Shiel, P. Gibbs And P. I. Dixon, 1998: **Freshwater zooplankton in the Hawkesbury- Nepean River: comparison of community structure with other rivers.** – Hydrobiologia 377: 133–145.
- Koste, W. 1978a. **Rotatoria-** Die Redertiere Mitt Leuropas – I Text Band. 237p.
- Koste, W. 1978b. **Rotatoria -** Die Redertiere Mitt Leuropas – II Text Band. 237p.
- Koste, W & Jose De Paggi, S. J., 1982. **Rotifera of the Superorder Monogononta recorded from Neotropis.** Gewässer and Abwässer, 68/69: 71-102.
- Kosten, S.; Huszar, V.L.M.; Mazzeo, N.; Scheffer, M.; Sternberg, L.S.L. & Jeppesen, E. 2009. **Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes.** Ecol Appl 19: 1791-1804.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker, L. F. M. Velho & A. F. Lima, 1997. Composição,

- distribuição e abundância da comunidade zooplânctônica. **In.** Vazzoler, A. E. A. M., A.A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), **A planície de inundação do Alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.** Eduem, Maringá: 117-155.
- Lewis, W.M.Jr. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1779-1789.
- Lucinda, I.; Moreno, I. H.; Melão, M. G. G. & Matsumura-Tundisi, T., 2004. Rotifers in freshwater habitats in the Upper Tietê River Basin, São Paulo State, Brazil. **Acta Limnológica Brasiliensia**, 16(3):203-224.
- Lucinda, I. 2007. Estudo de comunidades planctônicas (bacterioplâncton, nanoflagelados, fitoplâncton e zooplâncton) em um pequeno reservatório tropical – experimentos com mesocosmos. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 249p.
- Maine, M.A.; Sune, N.L. & Bonetto, C. 2004. **Nutrient concentrations in the Middle Parand River: effect of the floodplain lakes.** *Archv. Fur Hydrobiologie* 160 (1): 85-103.
- Matsumura-Tundisi, T., A. C. Rietzler & J. G. Tundisi, 1989. **Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (São Carlos, SP, Brazil) and its fluctuation across one year.** *Hydrobiologia* 179: 229–236.
- Matsumura-Tundisi, T., Leitão, S. N., Aghena, L. S. & Miyahara, J., 1990, **Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera.** *Rev. Brasil. Biol.*, 50(4): 923-935.
- Matsumura-Tundisi, T.; Luzia, A.P. & Tundisi, J.G. 2000. Estado Trófico dos Reservatórios em Cascata do Médio e Baixo Tietê (SP) e Manejo para o Controle da Eutrofização. **In:** Straškraba, M. & Tundisi, J.G. (eds.) **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos. Volume 9: Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas.** São Carlos: ILEC, IIE. 300p.
- Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J. G. & Rocha, O. 2002. **Zooplankton diversity in eutrophic systems and its relation to the occurrence of cyanophycean blooms.** *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 671-674.
- Mackereth F. J. H., J. Heron & J. F. Talling, (eds), 1978. **Water analysis: some revised methods for limnologists.** Freshwater Biological Association, Windermere.
- Makarewicz, J.C. & Likens, G.E. 1979. **Structure and function of the zooplankton community of Mirror Lake, New Hampshire.** *Ecol. Monogr.*, 49: 109-127.

- Martins, G. M. & Henry, R., 2004. Composição e abundância do zooplâncton em três lagoas laterais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo). **In:** Chelappa, S. & Passavante, J. Z. O. **Ecologia Aquática Tropical**. Natal: Ed. ServGraf. p. 53-72.
- McCauley, E. 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. **In:** Downing, J. A. & Rigler, F. H. (eds.). **A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters**. IBP. Blackwell Scientific Publications. London. p: 228-265.
- Melão, M.G.G., 1999. A produtividade secundária do zooplâncton: Métodos, Implicações e um Estudo na Lagoa Dourada. Cap. 6. **In:** Henry, R. (Ed.) **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu, SP: FUNDIBIO/Fapesp. 149-184p.
- Melão, M.G.G. & Rocha, O., 2000. **Productivity of zooplankton in a tropical oligotrophic reservoir over short periods of time**. Verh. Internat.Verein.Limnol., 27: 2879-2887.
- Melão, M. G. & Rocha, O. 2004. **Life history, biomass and production of two planktonic cyclopoid copepods in a shallow subtropical reservoir**. J. Plankton Res., 26(8):909-923.
- Melão, M. G. & Rocha, O. 2006. **Life history, populations dynamics, standing biomass and production of *Bosminopsis deitersi* (Cladocera) in a shallow tropical reservoir**. Acta Limnol. Bras., 18(4):433-450.
- Mortari, R.C. 2009. **Distribuição espaço-temporal de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) em uma lagoa subtropical lateral ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura na Represa de Jurumirim/SP)**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista. Instituto de Biociências de Botucatu. Botucatu, SP, Brasil. 172p.
- Moura, V.P.; Ribeiro, M.A.M. & Colares, S.A. 1979. Variação anual da biomassa do fitoplâncton nos lagos Paranoá, Descoberto e Santa Maria, do Distrito Federal. **In:** Anais do X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Jan 21-26; Manaus, Brasil.
- Nogrady, T. & R. Pourriot, 1995. Rotifera: The Notommatidae and The Scaridiidae. Vol.3 **In:** Dumont, H. J. F. (Ed.). **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world** - SPB Academics, The Hague 248p.

- Nogrady, T. & Segers, H., 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae. Vol. 6 **In: Dumont, H. J. F. (Ed.) Guides to the identification of the macroinvertebrates of the Continental Waters of the World.** 343p.
- Nogueira, M.G.; Henry, R. & Maricatto, F.E. 1999. **Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil.** Lakes Reserv. Res. Manage. 4: 107-120.
- Odum, E.P. 1983. **Ecologia.** Rio de Janeiro, Guanabara. 434p.
- Okano, W. Y., 1994. **Análise da estrutura e dinâmica populacional da comunidade de um reservatório artificial (Represa do Monjolinho, São Carlos, SP).** Tese de Doutorado, UFSCar, São Carlos, 128 pp.
- Pederson. G.L.; Welch, E.B. & Litt, A.H. 1976. **Plankton secondary productivity and biomass: their relation to lake trophic state.** Hydrobiologia 50: 129-144.
- Paidere, J.; Gruberts, D; Škute, A.; Druvietis, I., 2007. Impact of two different flood pulses on planktonic communities of the largest floodplain lakes of the Daugava River (Latvia). Hydrobiologia, 529: 303-314.
- Paloheimo, J.E., 1974. Calculation of instantaneous birth rate. Limnology and Oceanography, 19: 692-694.
- Parra, G.; Jiménez-Melero, R & Guerrero, F. 2005. **Agricultural impacts on Mediterranean wetlands : the effect of pesticides on survival and hatching rates in copepods.** Ann. Limnol. - Int. J. Lim., 41 (3), 161-167.
- Pauli HR. 1989. **A new method to estimate individual dry weights of rotifers.** Hydrobiologia. 186/197: 355-361.
- Peláez-Rodríguez, M. & Matsumura-Tundisi, T. 2002. **Rotifer production in a shallow artificial lake (Lobo-Broa Reservoir, SP, Brazil).** Braz. J.Biol. 62(3): 509-516.
- Pontin, R. M. 1978. **Freshwater planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles.** Ambleside: Fresh. Biol. Assoc. Scientific. Publ., 178p.
- Rietzler, A.C.; Rocha, O. & Espindola, E. L. G. 2004. Produção Secundária de Espécies do Zooplâncton do Reservatório de Salto Grande, Estado de São Paulo. **In: Espindola, E. L.G., Leite, M.A., Dornfeld, C.B. (eds.) Reservatório de Salto Grande (Americana-SP): caracterização, impactos e propostas de manejo.** São Carlos: Rima.

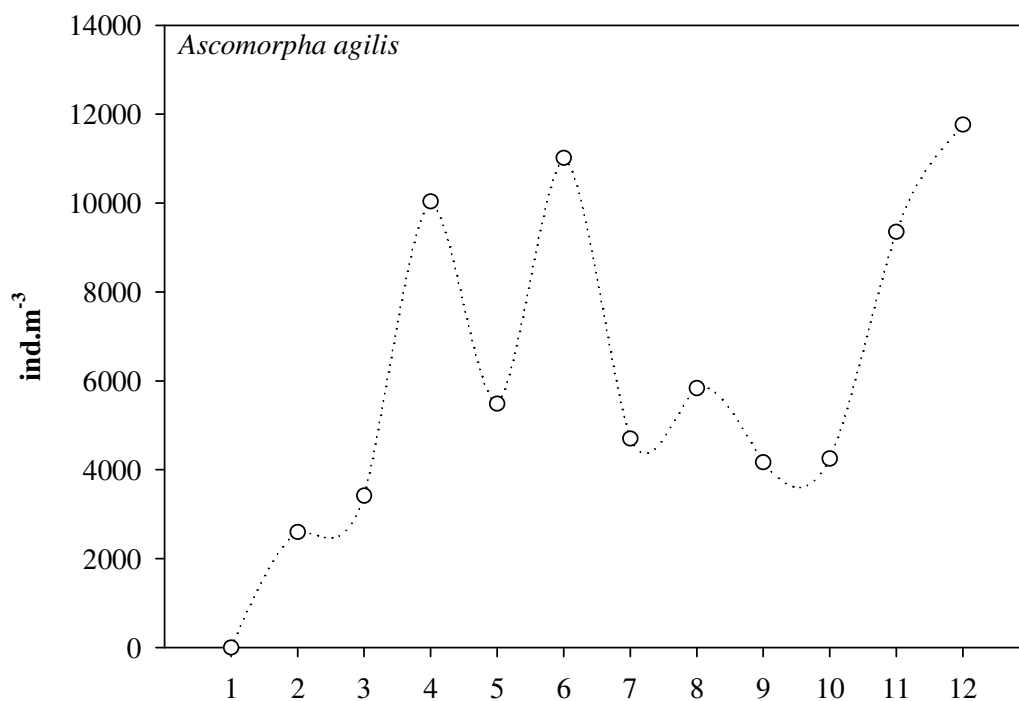
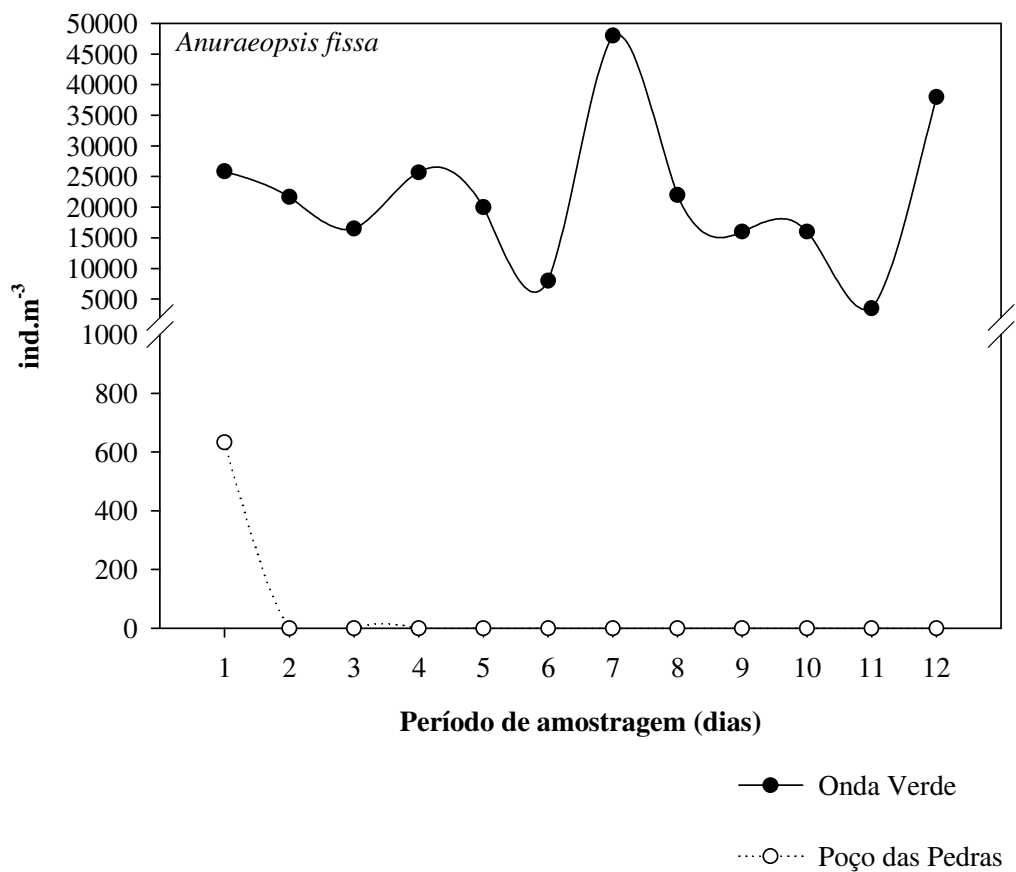
- Rietzler, A. C., Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J. G. 2002. **Life Cycle, Feeding and Adaptive Strategy Implications on the Co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiatomus iheringi* in Lobo-Broa Reservoir (SP, Brazil)**. Braz. J. Biol., 62(1): 93-105.
- Rocha, O. 1983. **The influence of food–temperature combinations on the duration of development, body size, growth and fecundity of *Daphnia* species**. Thesis, Royal Holloway College, London, 337 pp.
- Rocha, O., S. Sendacz & T. Matsumura-Tundisi, 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. **In:** Tundisi, J. G., C. E. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds), **Limnology in Brazil**. Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society, São Paulo: 155-165
- Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T. & Sampaio, E. V. 1997. **Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs**. Verh. Internat. Verein Limnol., 26:599-604.
- Rodrigues, L.C., S. Train, M.C. Roberto & T.A. Pagioro. 2002. **Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil**. Braz. Arch. Biol. Tecnol., 45(4): 499-513.
- Rossa, D.C.; Bonecker, C.C. & Fulone, L.J. **Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: revisão de métodos e fatores influentes**. Interciência. Vol 32 (4) 220-226.
- Ruttner-Kolisko, A., 1974. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. Arch. Hydrobiol.Beih. Ergebn.Limnol., 8: 71-76.
- Sampaio, E. V., Rocha, O., Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J. G. 2002. **Composition and Abundance of Zooplankton in the Limnetic Zone of Seven Reservoirs of the Paranapanema River, Brazil**. Braz. J. Biol., 62(3): 525-545.
- Saint-Jean, L., 1983. The zooplankton, pp. 199-232. **In:** Carmouze, J. P.; Durand, J. R. & Leveque, C. (eds), **Lake Chad, Ecology and Productivity of a Shallow Tropical Ecosystem**. Dr W. Junk, The Hague.
- Santos-Wisniewski. 1998. Distribuição espacial e produção de secundária da comunidade zooplanctônica do Reservatório de Barra Bonita – SP. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 240p.

- Santos, R.M. 2010. **Estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, com ênfase na produção secundária do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos Reservatórios do Baixo Tietê, SP.** Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 382p.
- Sarma, S.S.S., 1993. **Feeding responses of *Asplanchna brightwellii* (Rotifera): laboratory and field studies.** *Hydrobiologia* 255/256: 275–282.
- Sarma, S.S.S.; Gulati, R.D. & Nandini, S. 2005. **Factors affecting egg-ratio in planktonic rotifers .** *Hydrobiologia* 546: 361–373.
- Saunders J.F. & Lewis W.M. Jr, 1989. **Zooplankton abundance in the lower Orinoco River, Venezuela.** *Limnology and Oceanography*, 34, 397±409.
- Selin, P. & Hakkari, L. 1982. **The diversity, biomass and production of zooplankton in Lake Inarijärvi.** *Hydrobiologia*. 86, 55-59.
- Segers, H., 1995. Rotifera: The Lecanidae. Vol. 2. **In: Dumont, H. J. F. (Ed.) Guides to the identification of the macroinvertebrates of the Continental Waters of the World.** - SPB Academics, The Hague. 226 p.
- Segers, H., 2007. **Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution (Zootaxa 1564).** Magnolia Press. Auckland. New Zealand.104p.
- Sendacz, S. 1984. A study of the zooplankton community of Billings Reservoir – São Paulo **In: Dumont, H. & Tundisi, J.G. (eds.) Developments in Hydrobiology – Tropical Zooplankton.** W.Junk Publishers, p. 121-128.
- Sendacz, S., Caleffi, S. & Santos-Soares, J. 2006. **Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil.** *Brazilian Journal of Biology* 66: 337–350.
- Sládeček, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia**, 100: 169-201.
- Smith, V.H.; Joye, S.B., Howarth, R.W. 2006. **Eutrophication of freshwater and marine ecosystems.** *Limnol Oceanogr* 51 (1 part 2): 351-355.
- Souza-Soares, F.; Tundisi, J.G. & Matsumura-Tundisi, T.M. 2011. **Checklist de Rotifera de água doce do Estado de São Paulo, Brasil.** *Biota-Neotropica*. 11(1a): 000-000.
- Starkweather, P. L., 1980, **Aspects of the feeding behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers.** *Hydrobiologia*, 73: 63-72.
- Stemberger, R.S. & Gilbert, J.J. 1985. **Body size, food concentration, and population growth in planktonic rotifers.** *Ecol.*, v.66, 1151-1159.

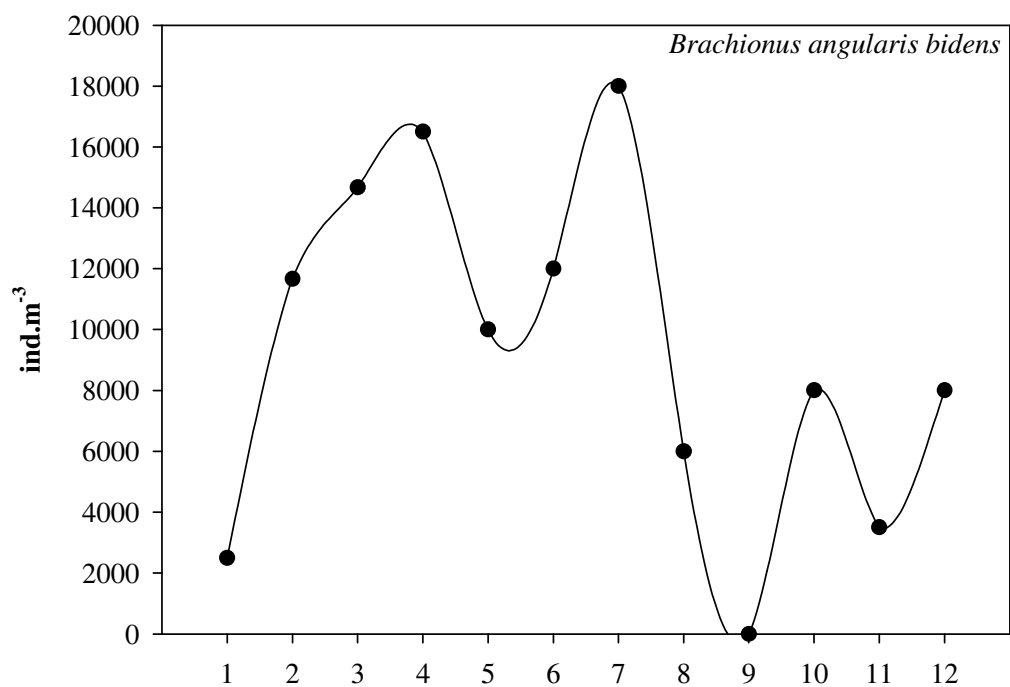
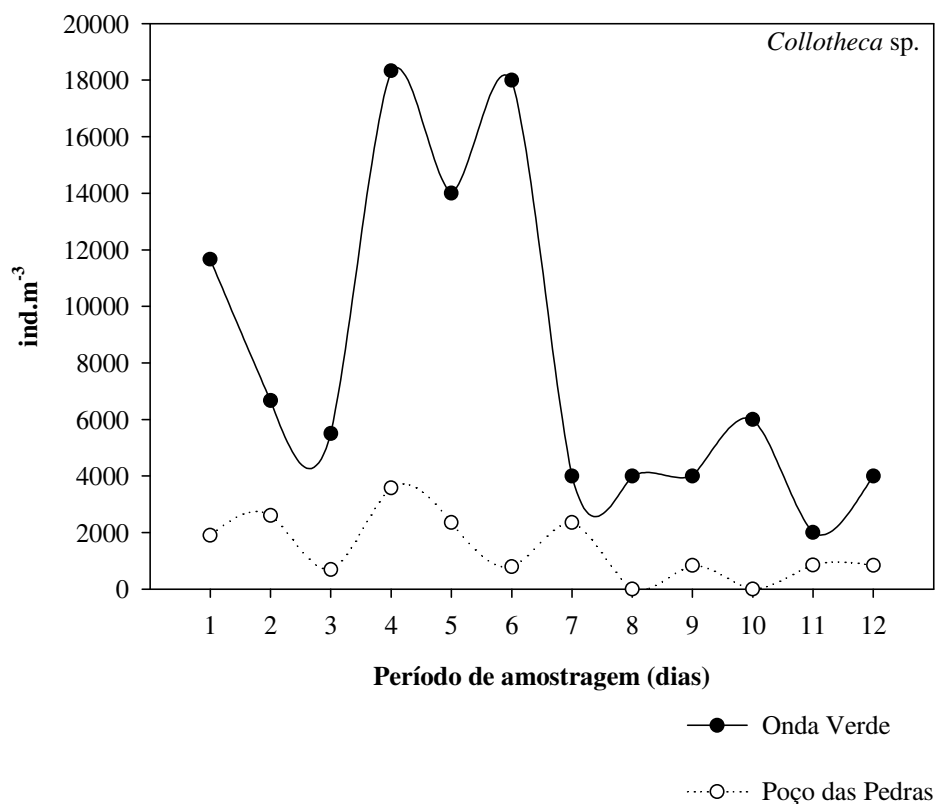
- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. A., 1960. **Manual of seawater analysis**. Bull. Fish. Res. Bd. Can., 25:1-185.
- Taniguchi, G.M., D.C. Bicudo & P.A.C. Senna. 2004. **Abiotic variables in littoral-limnetic of an oxbow lake of Mogi-Guaçu River Floodplain, Southeastern, Brazil**. Braz. Arch. Biol. Tecnol., 47(6): 961-971.
- Teixeira, C. & Kutner, M. B., 1962. Plankton studies in a mangrove environment. I – First assessment of standing stock and ecological factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 12:101-124.
- Thomaz, S.M., Lansac-Tôha, F.A.; Toberto, MC.; Esteves, F.A. & Lima, A.F. 1992. Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a várzea lake of the high rio Paraná, state of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 25(4): 269-276.
- Thomaz, S.M., M.C. Roberto & L.M. Bini. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. **In:** A.E.M. Vazzoler, A.A.A Gostinho & N.S. Hahn. (eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Eduem, Maringá, pp. 73-102.
- Thomaz, S.M., Bini, LM.. And Bozelli, RL., 2007. **Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems**. *Hydrobiologia*, vol. 579, no. 1, p. 1-13.
- Thorp, J. H. & S. Mantovani, 2005: **Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers**. – *Freshw. Biol.* 50: 1474–1491.
- Tundisi, J. G.; T. Matsumura-Tundisi; R. Henry; O. Rocha & K. Hino. 1988. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e manejo. **In:** Tundisi, J.G. (ed.) *Limnologia e manejo de represas*. vol. 1. Tomo 1. São Paulo: Série Monografias em Limnologia/USP.
- Vásquez, E. & J. Rey, 1989. **A longitudinal study of zooplankton along the lower Orinoco river and its delta (Venezuela)**. *Annales de Limnologie* 25: 107-120.
- Vollenveider, R.A. 1968. Möglichkeiten und grenzen elementarer modelle der Stoffbitanz von seen. *Arch Hydrobiol.* 66: 1-36.
- Wetzel, R.G., 1993. **Limnologia**. Second Ed. Saunders College Publishing. 919p.
- Winberg, G. G.; Pechen, G. A. & Shushkina, E. A. 1965. **Production of Planktonic crustaceans in three lakes of different type**. *Zoologicheskii Zhurnal*, 44: 676-687.

- Wisniewski, M.J.S., 1998. **Distribuição espacial e produção secundária da comunidade zooplancônica do reservatório de Barra Bonita – SP.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos. 213p.
- Wondie, A.; Mengistu, S.; Vijverberg, J. & Dejen, E. 2007. **Seasonal variation in primary production of a large high altitude tropical lake (Lake Tana, Ethiopia): effects of nutrient availability and water transparency.** Aquatic Ecol. 41: 95-207.

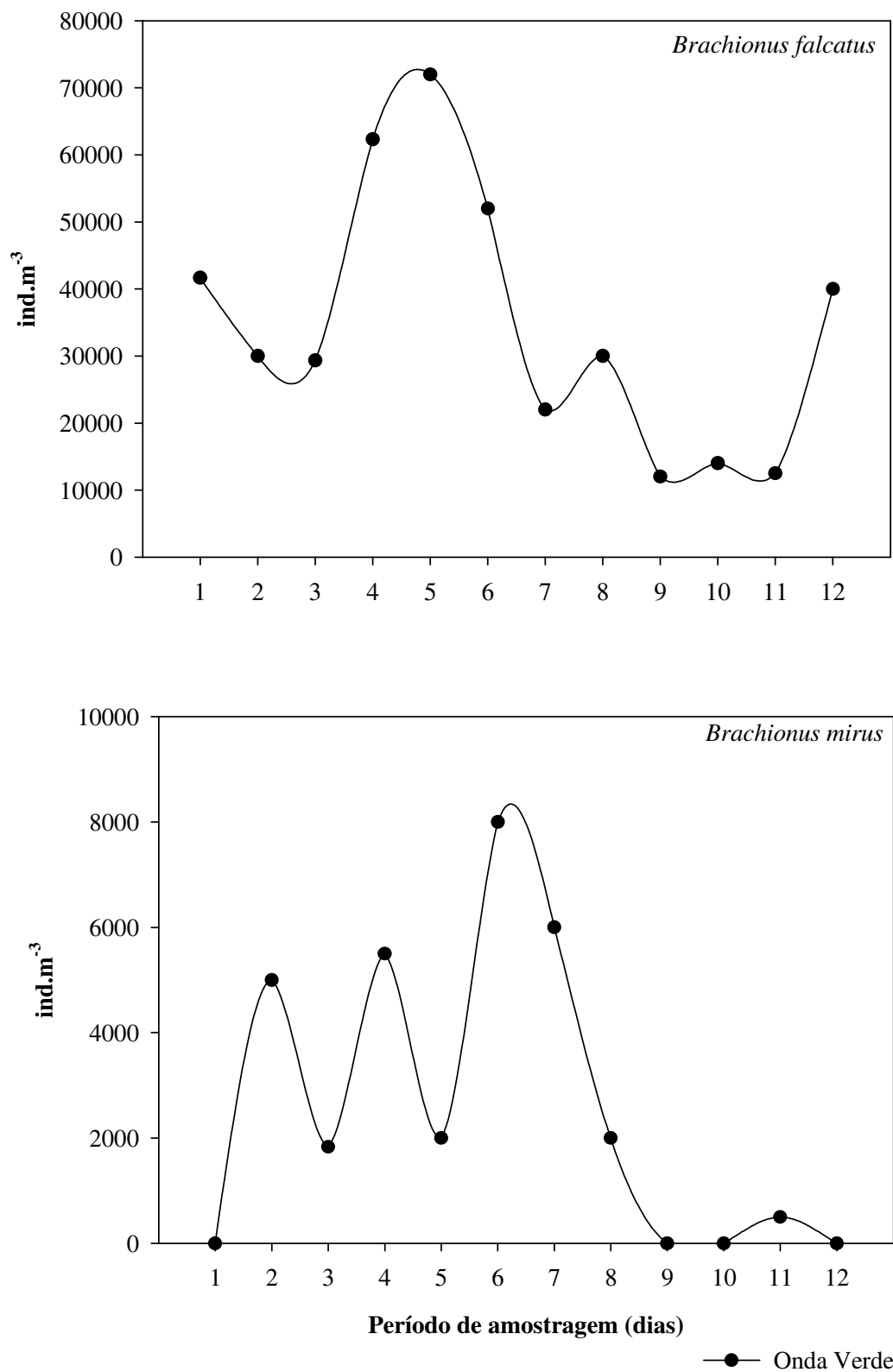
Anexos



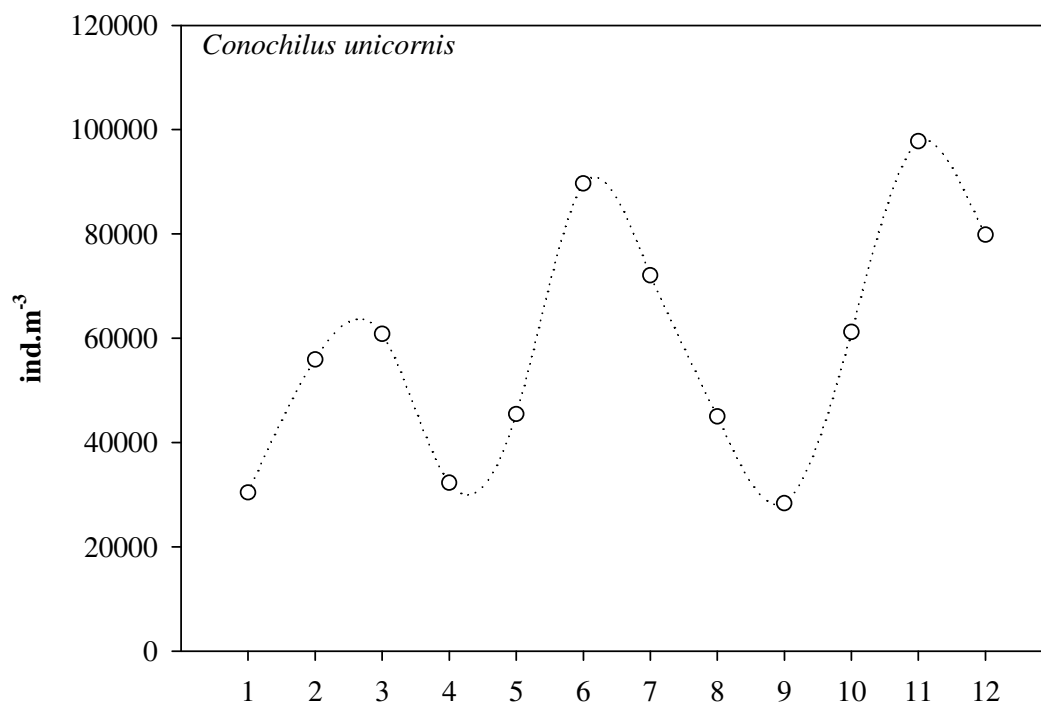
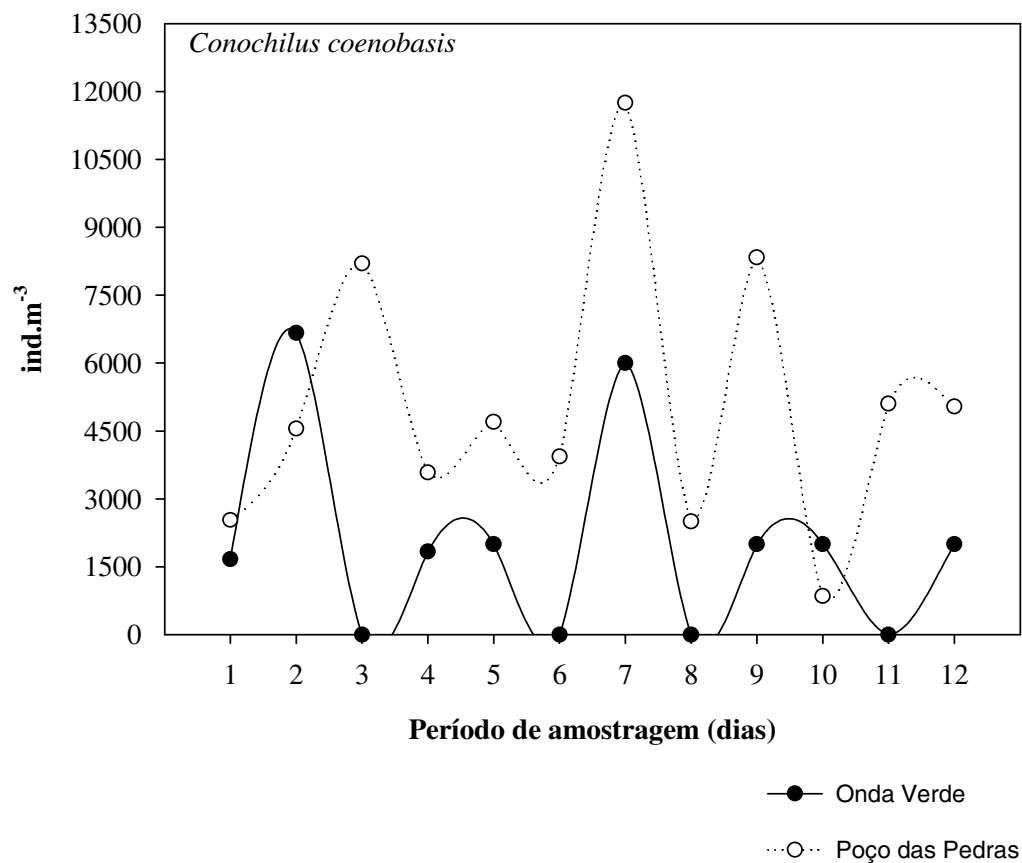
Anexo 1. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Anuraeopsis fissa* *Ascomorpha agilis* na Lagoa Poço das Pedras, entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde, entre 20 a 31 de julho de 2009.



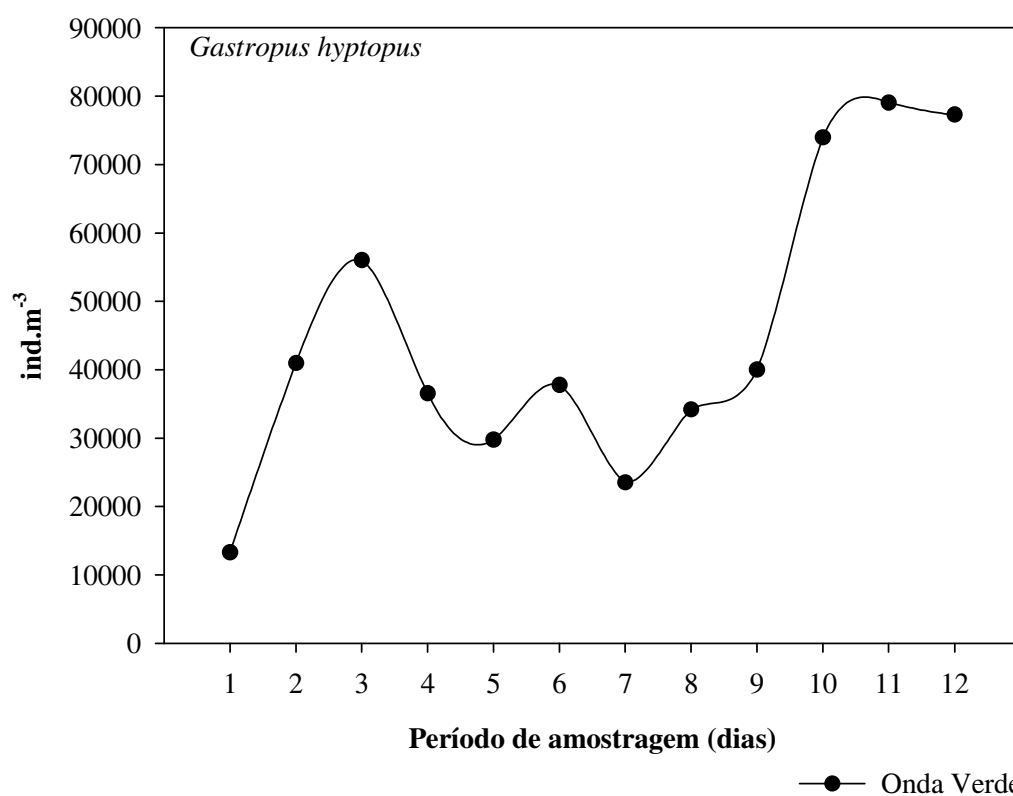
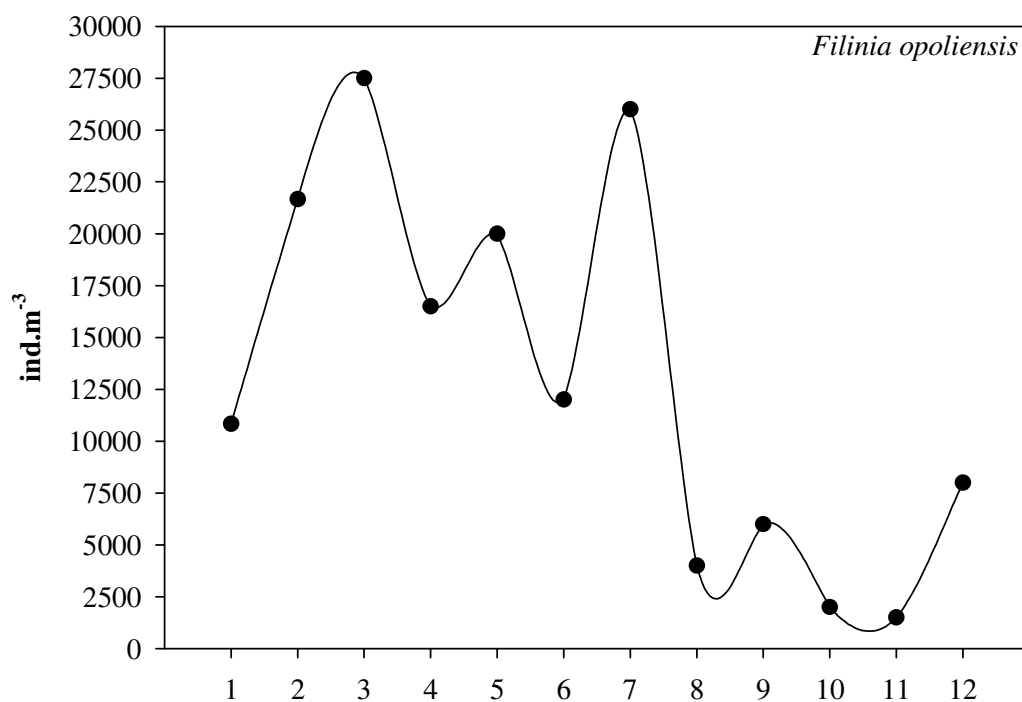
Anexo 2. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Collotheca sp.* e *Brachionus angularis bidens* na Lagoa Poço das Pedras, entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde, entre 20 a 31 de julho de 2009.



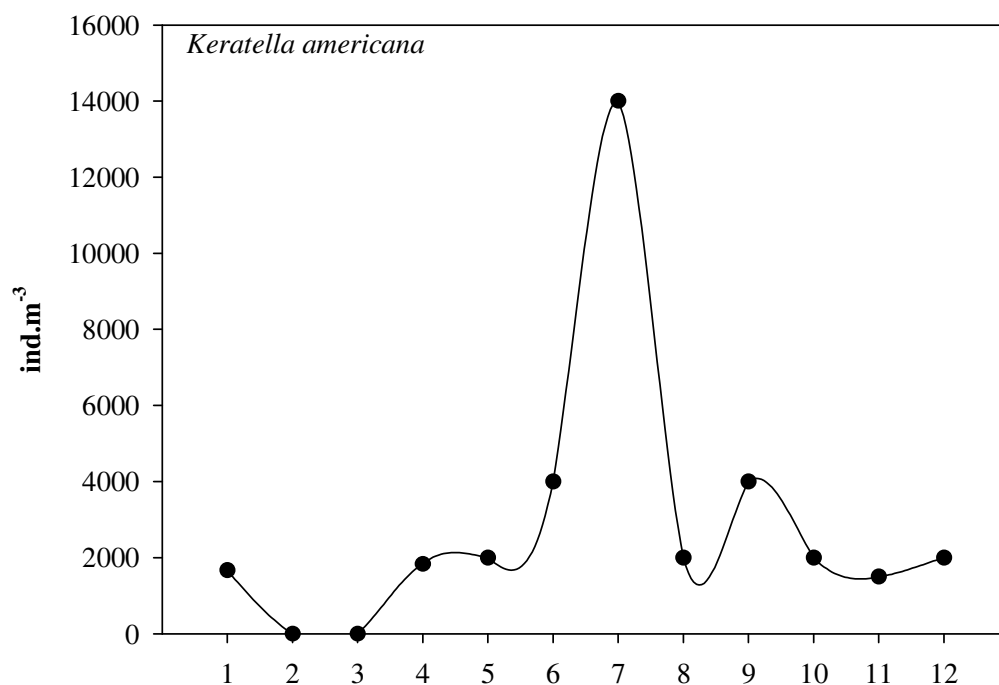
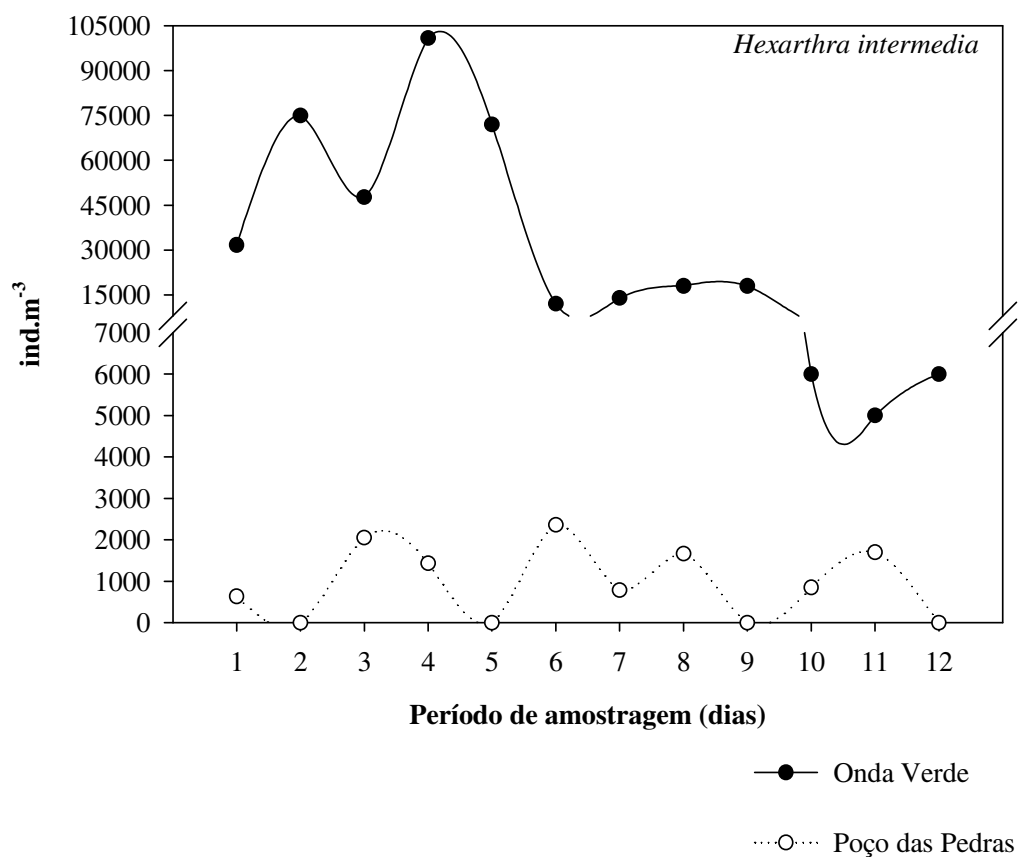
Anexo 3. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Brachionus falcatus* e *B. mirus* no Açude de Onda Verde, entre 20 a 31 de julho de 2009.



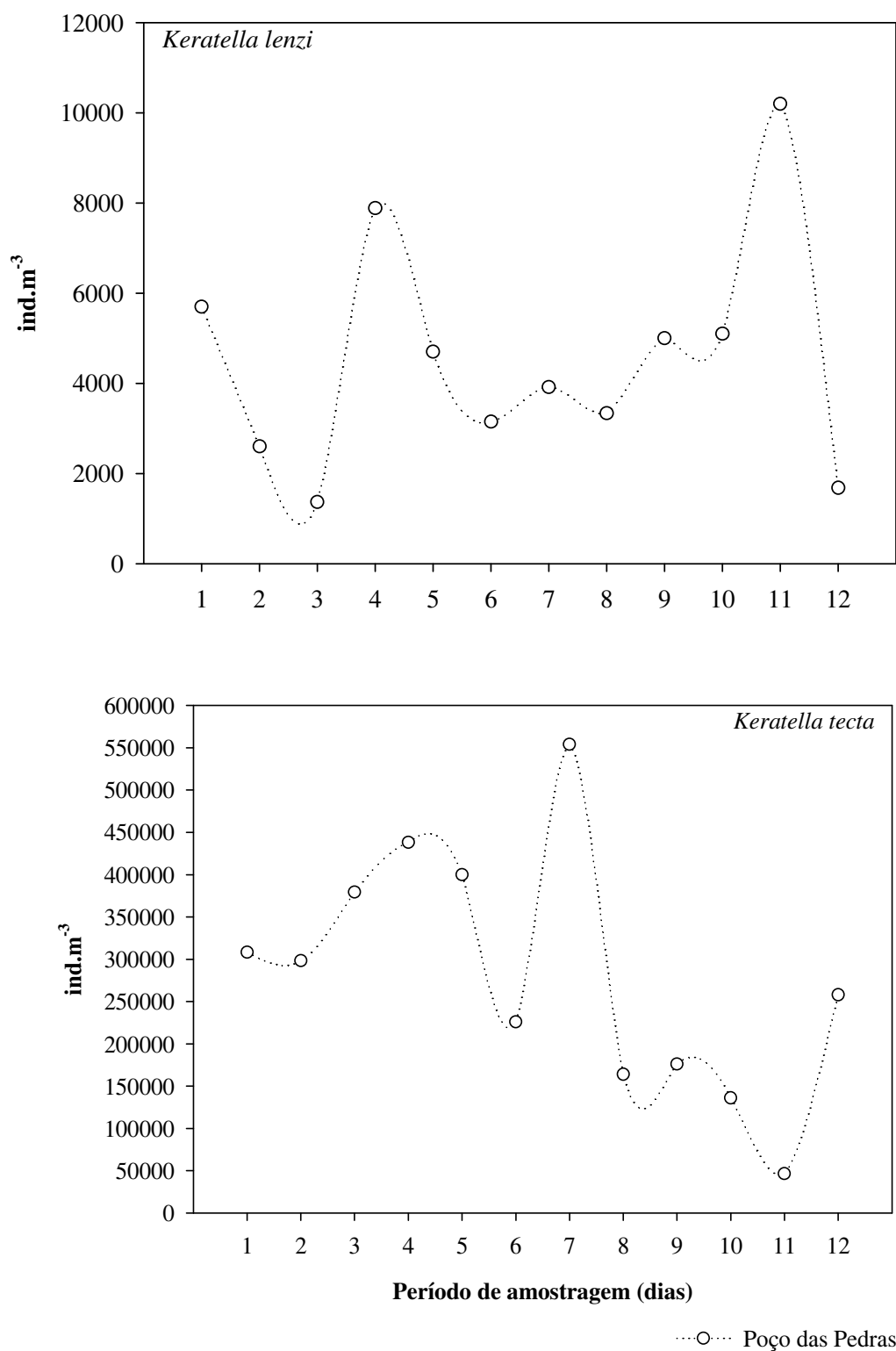
Anexo 4. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Conochilus coenobasis* e *C. unicornis* na Lagoa Poço das Pedras, entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde, entre 20 e 31 de julho de 2009.



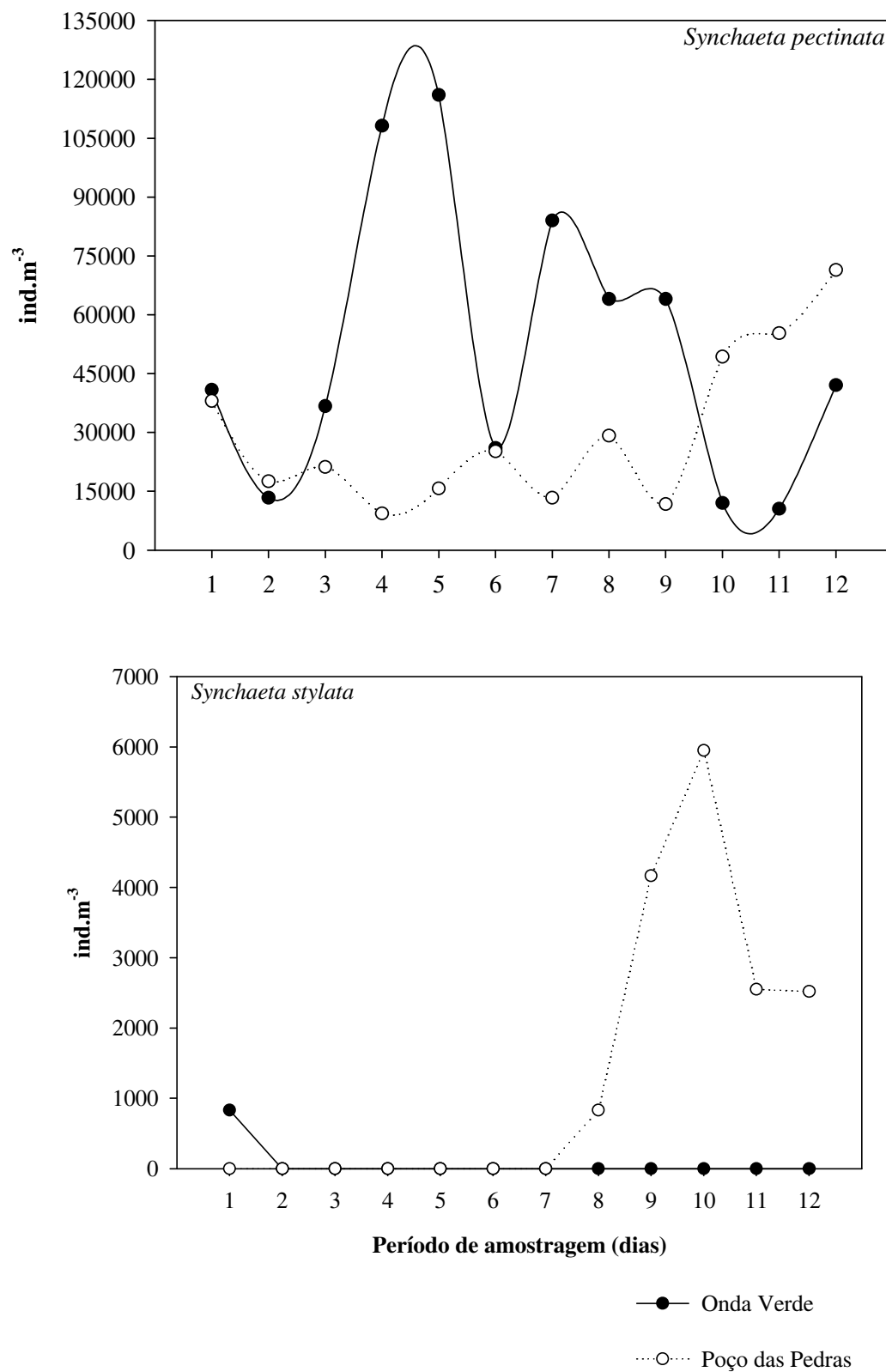
Anexo 5. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Filinia opoliensis* e *Gastropus hyptopus* no Açude de Onda Verde, entre 20 e 31 de julho de 2009.



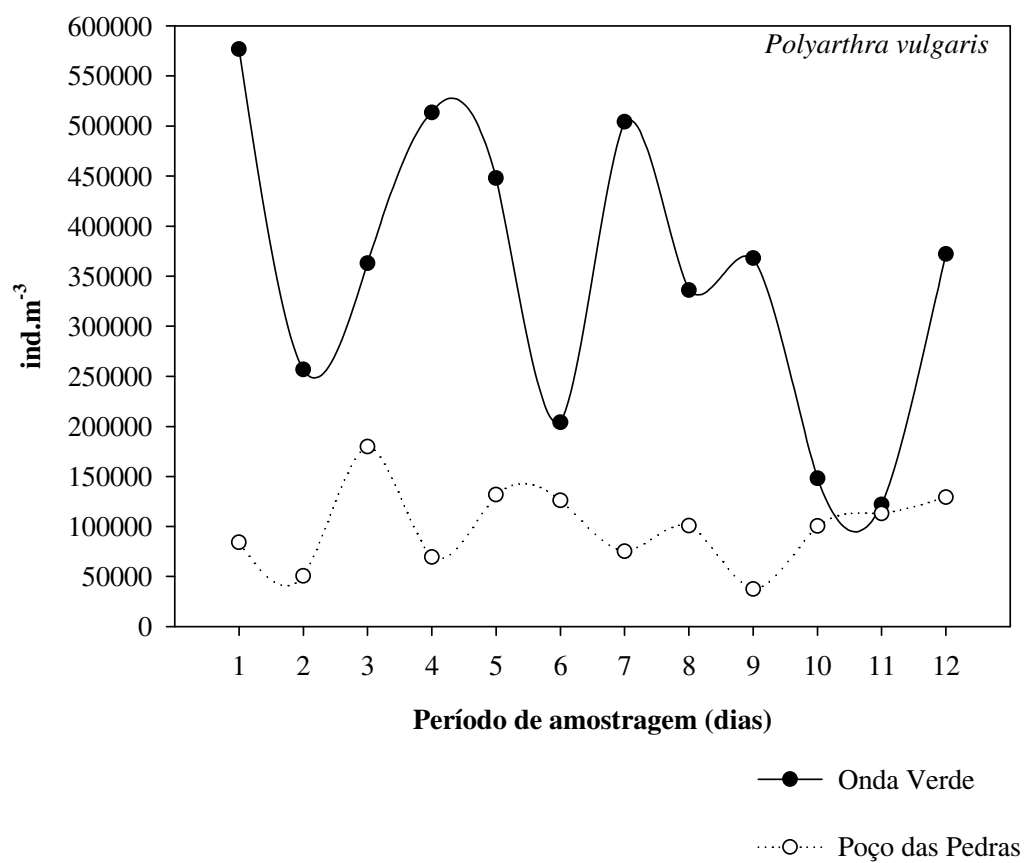
Anexo 6. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Hexarthra intermedia* e *Keratella americana* na Lagoa Poço das Pedras, entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde, entre 20 a 31 de julho de 2009.



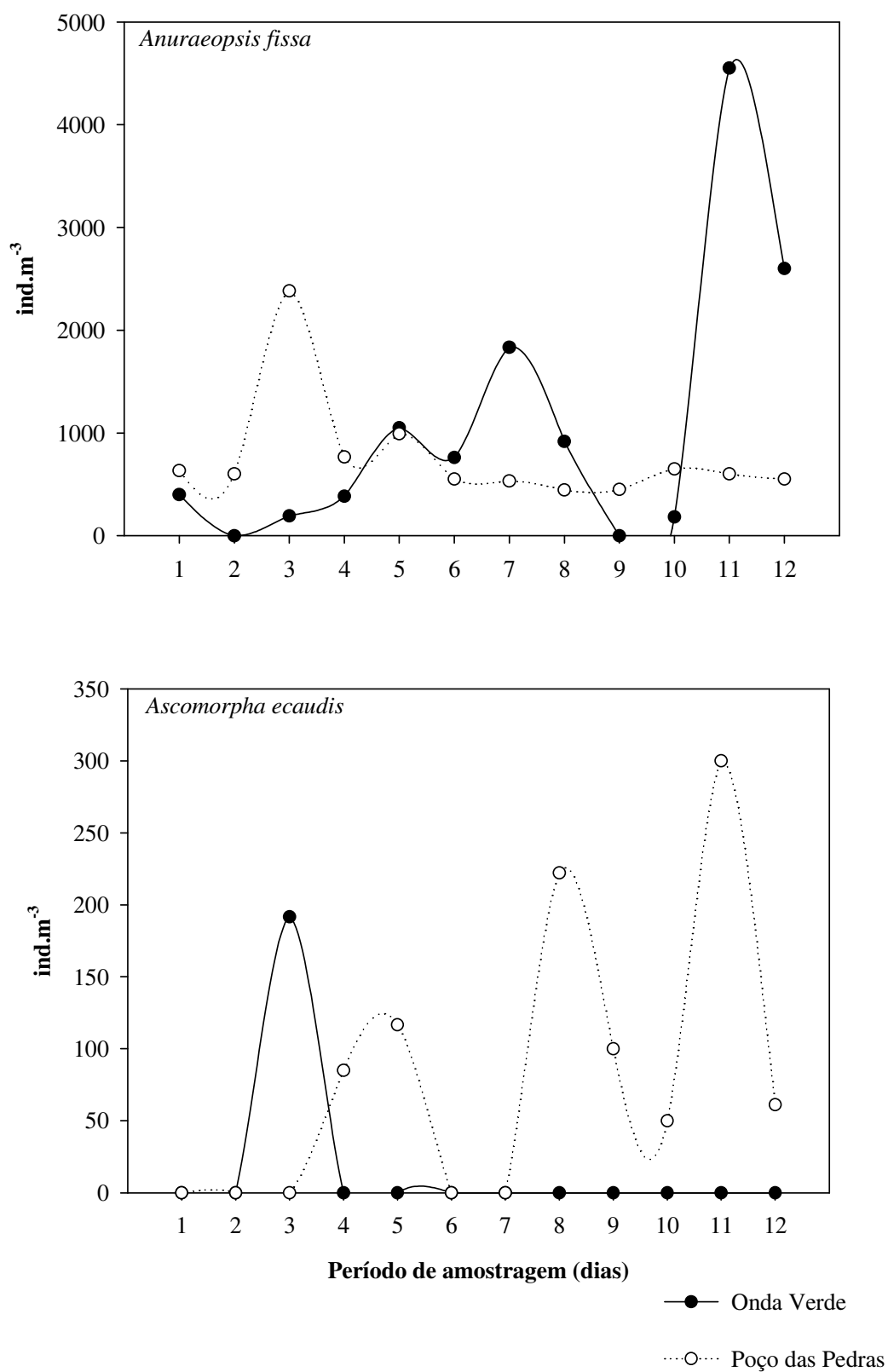
Anexo 7. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Keratella lenzi* e *K. tecta* na Lagoa Poço das Pedras, entre 29 de junho a 30 de julho de 2009.



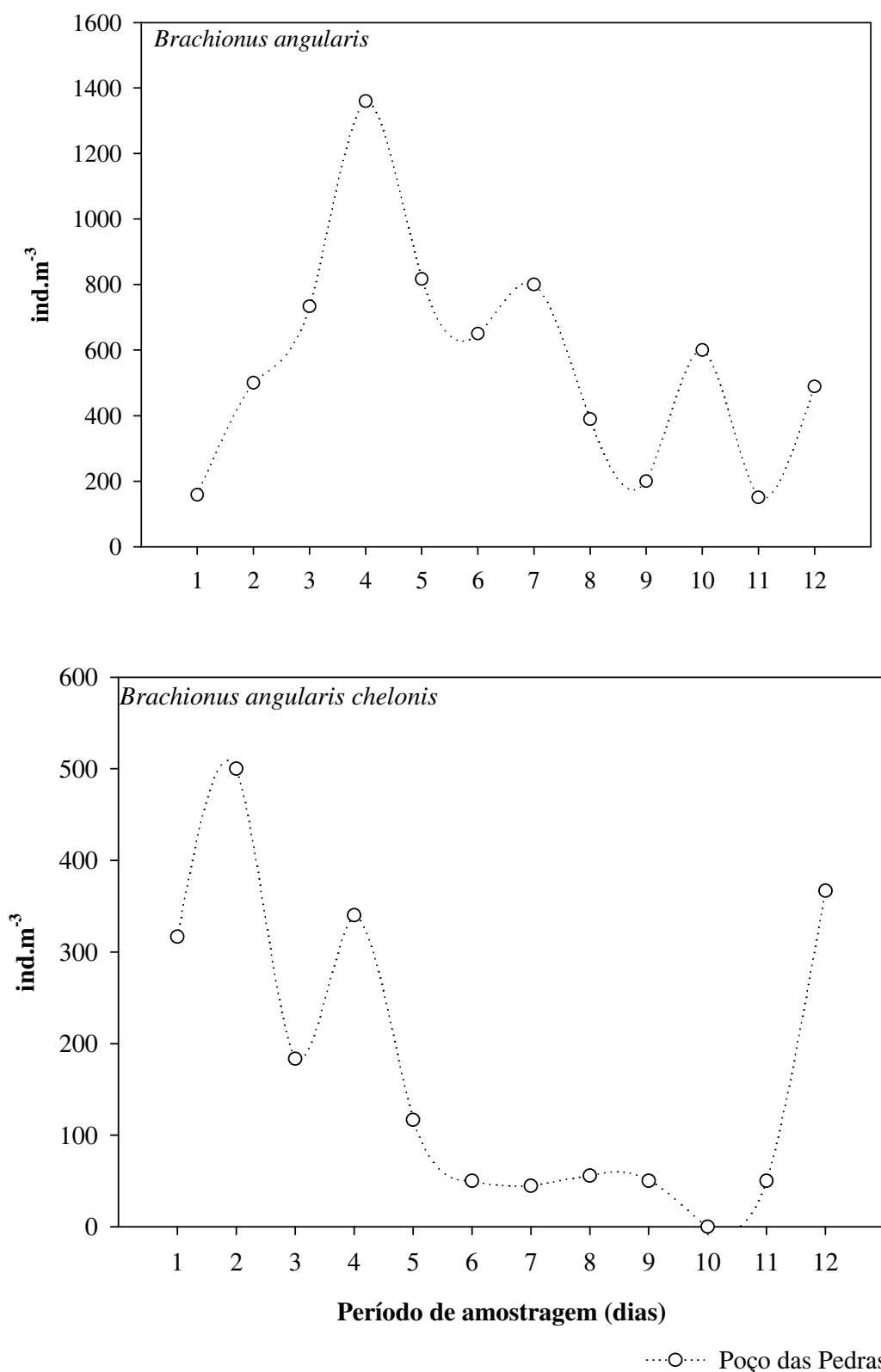
Anexo 8. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Synchaeta pectinata* e *S. stylata* na Lagoa Poço das Pedras, entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde, entre 20 a 31 de julho de 2009.



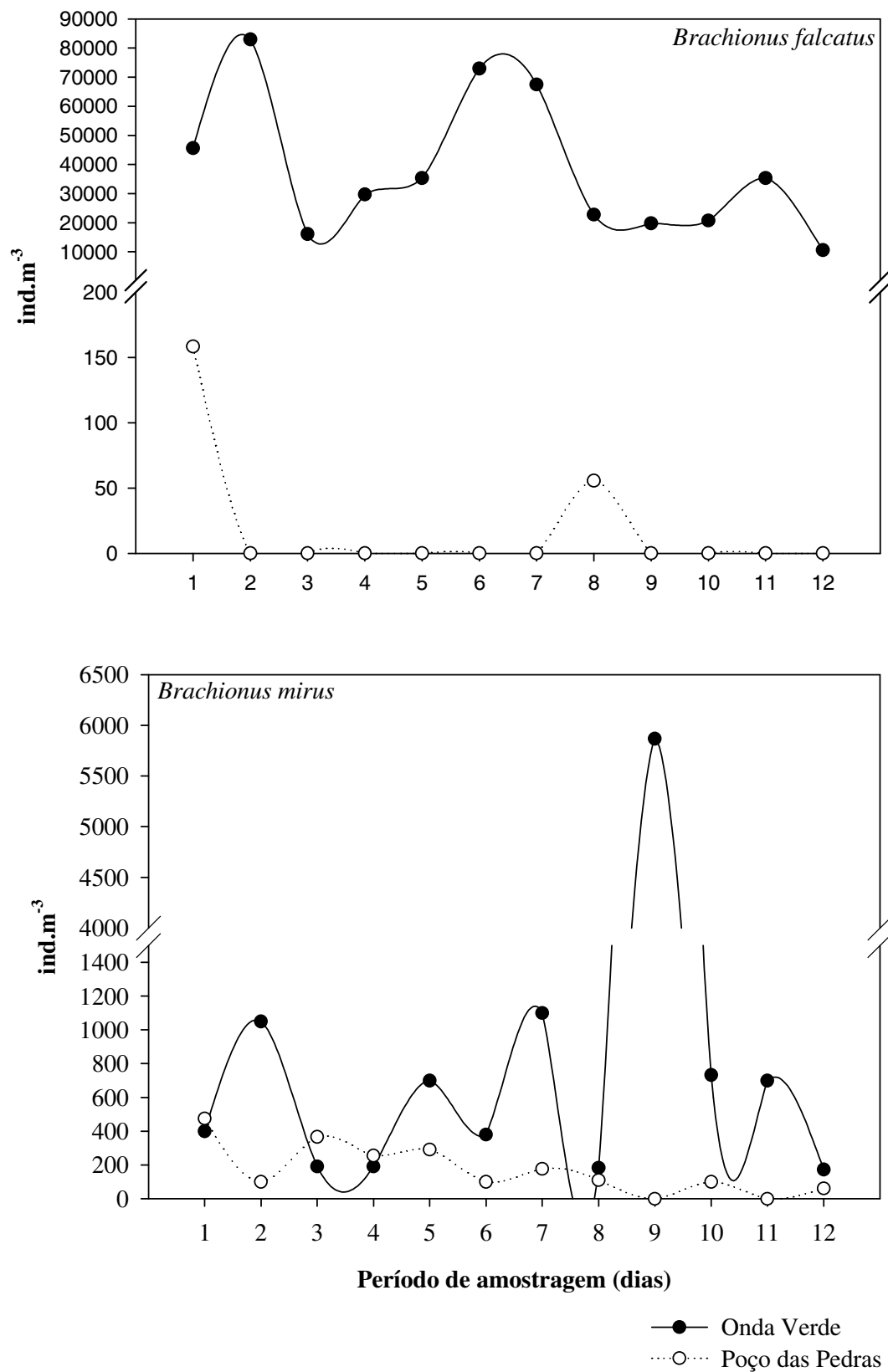
Anexo 9. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) da espécie *Polyarthra vulgaris* na Lagoa Poço das Pedras, entre 29 de junho a 30 de julho de 2009 e no Açude de Onda Verde, entre 20 a 31 de julho de 2009.



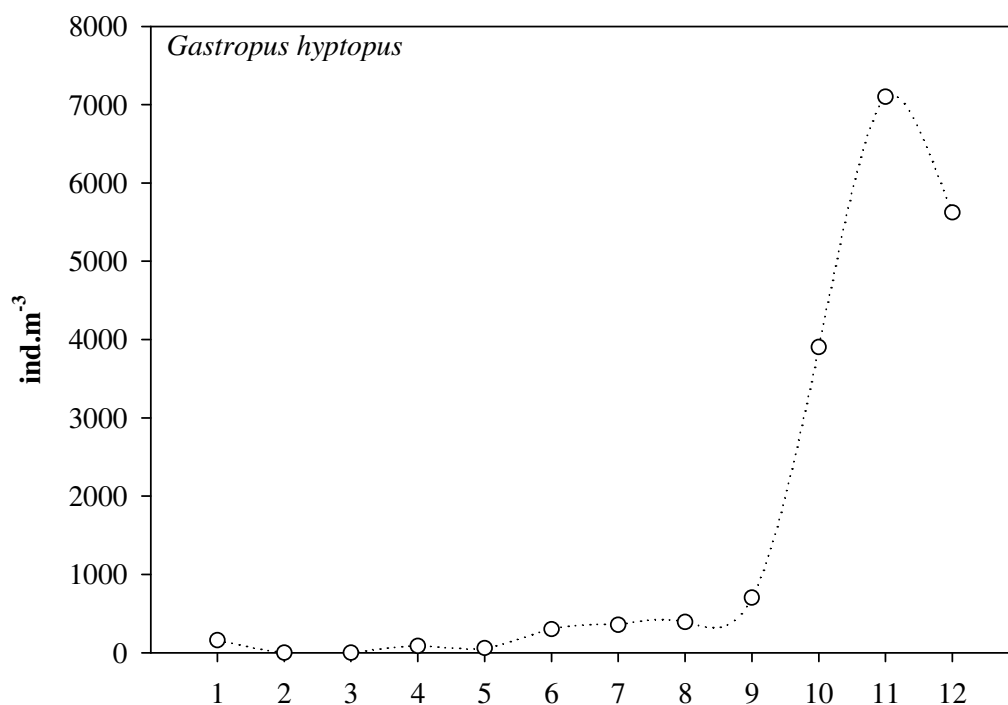
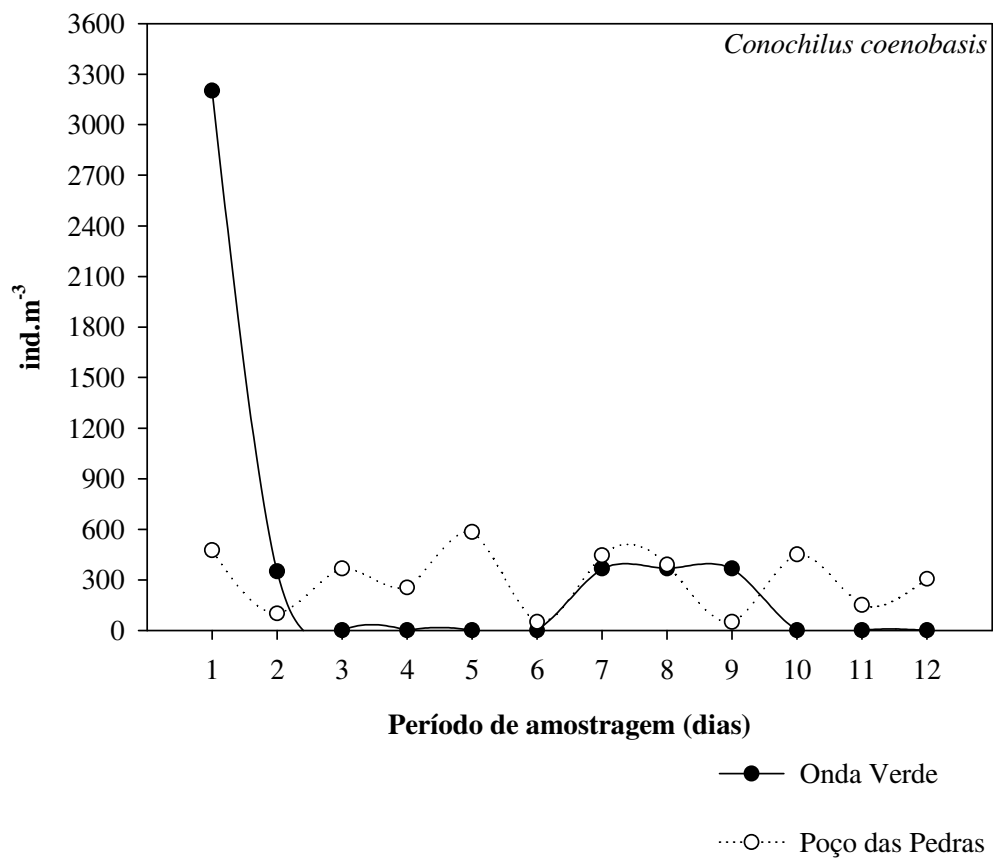
Anexo 10. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Anuraeopsis fissa* e *Ascomorpha ecaudis* no Açude de Onda Verde, entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 e na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



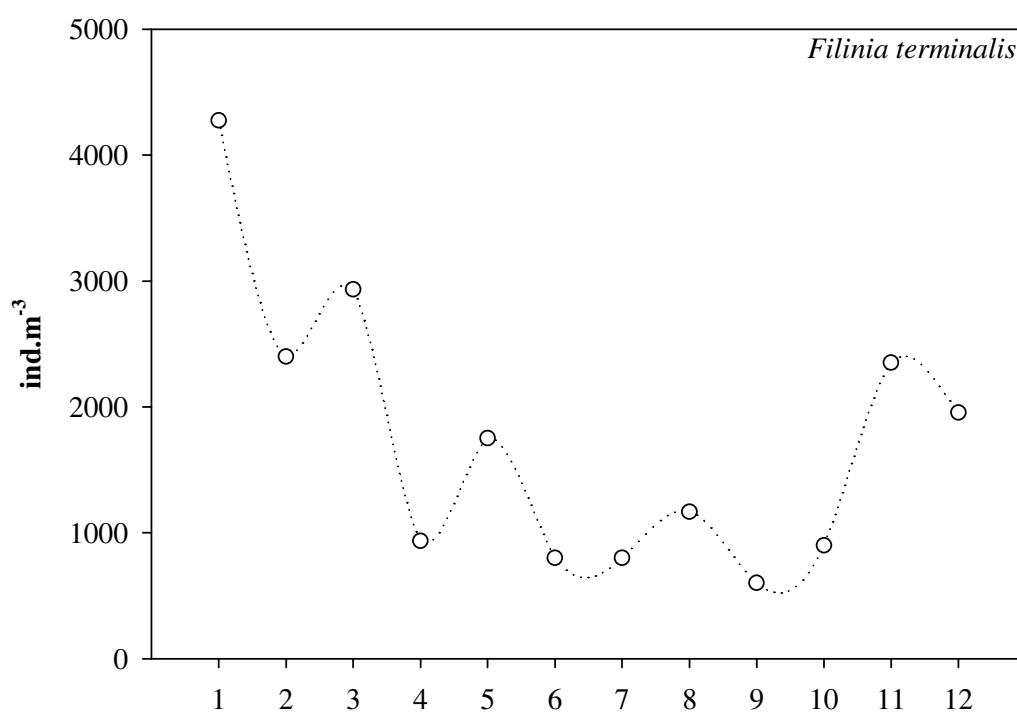
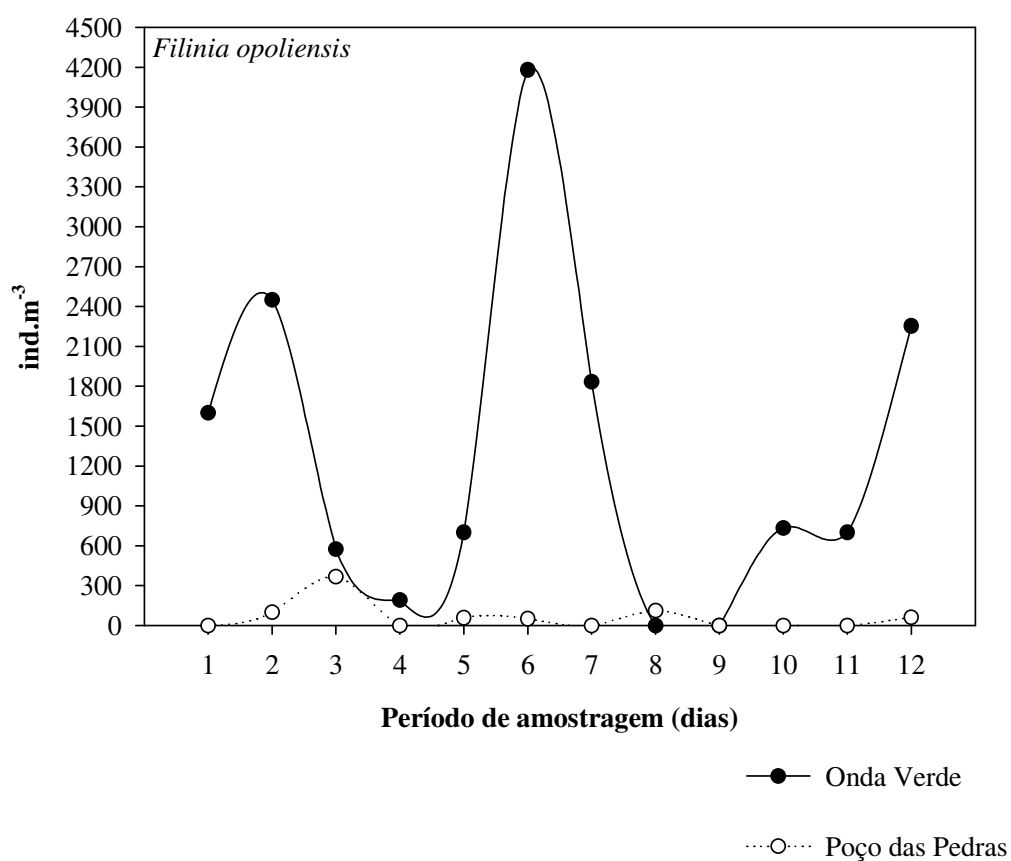
Anexo 11. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Brachionus angularis* e *B. a. chelonis* no Açude de Onda Verde, entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 e na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



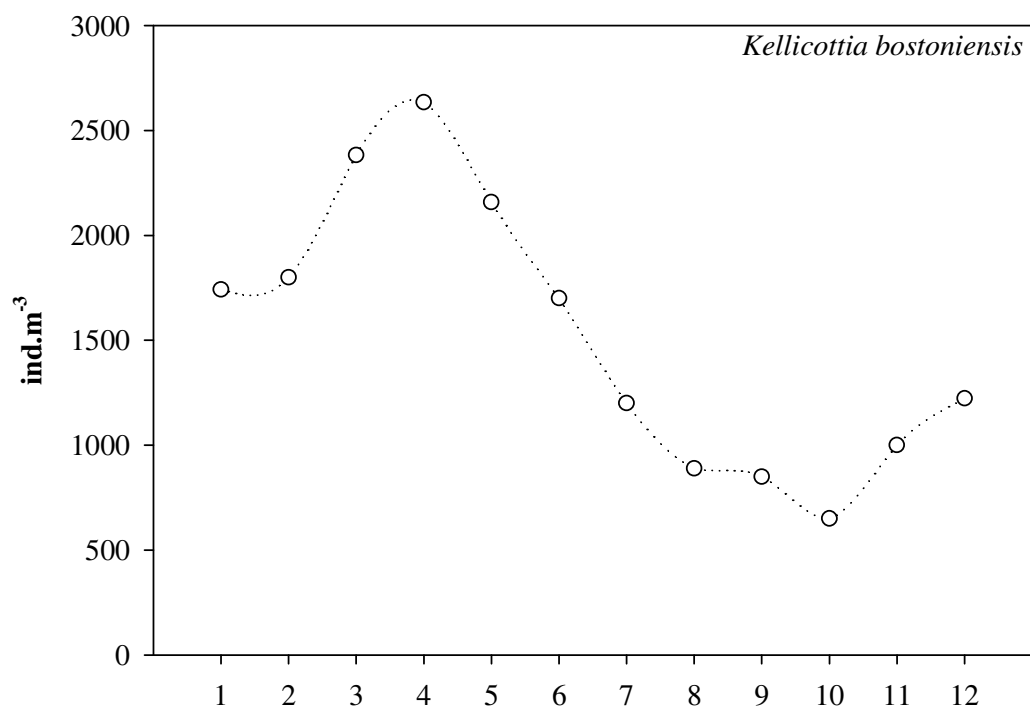
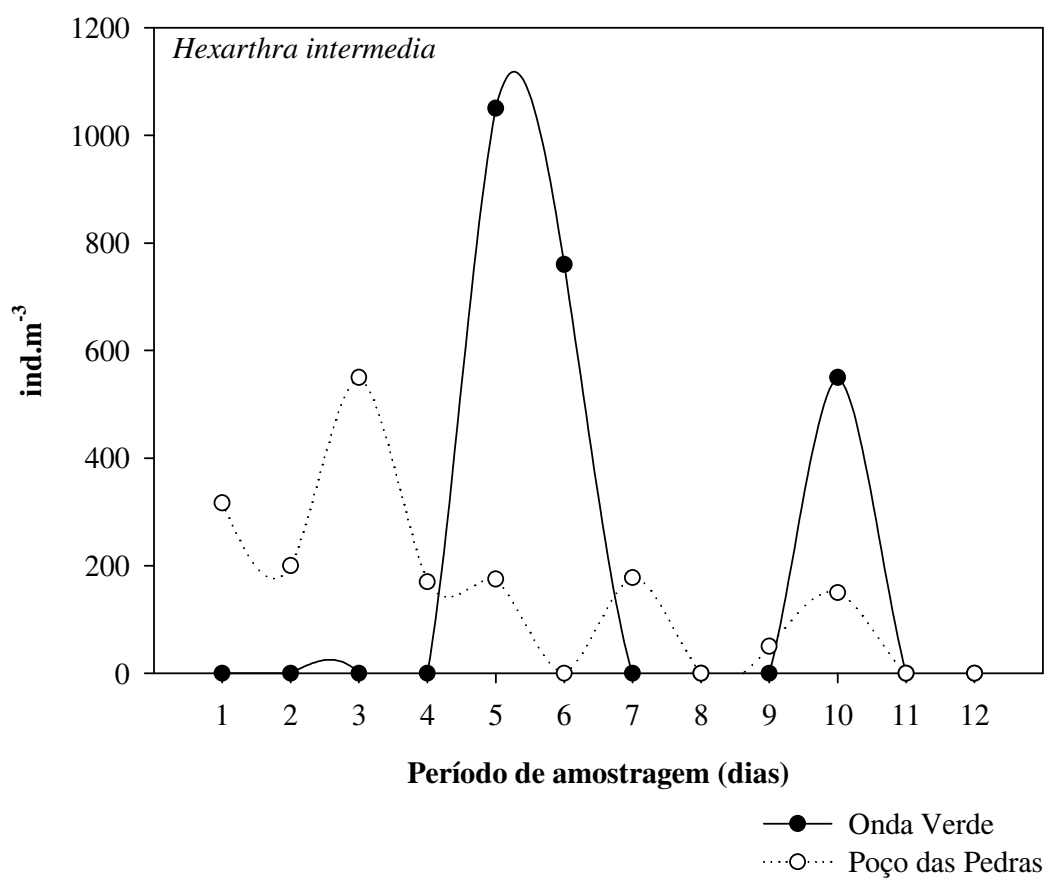
Anexo 12. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Brachionus falcatus* e *B. mirus* no Açude de Onda Verde, entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 e na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



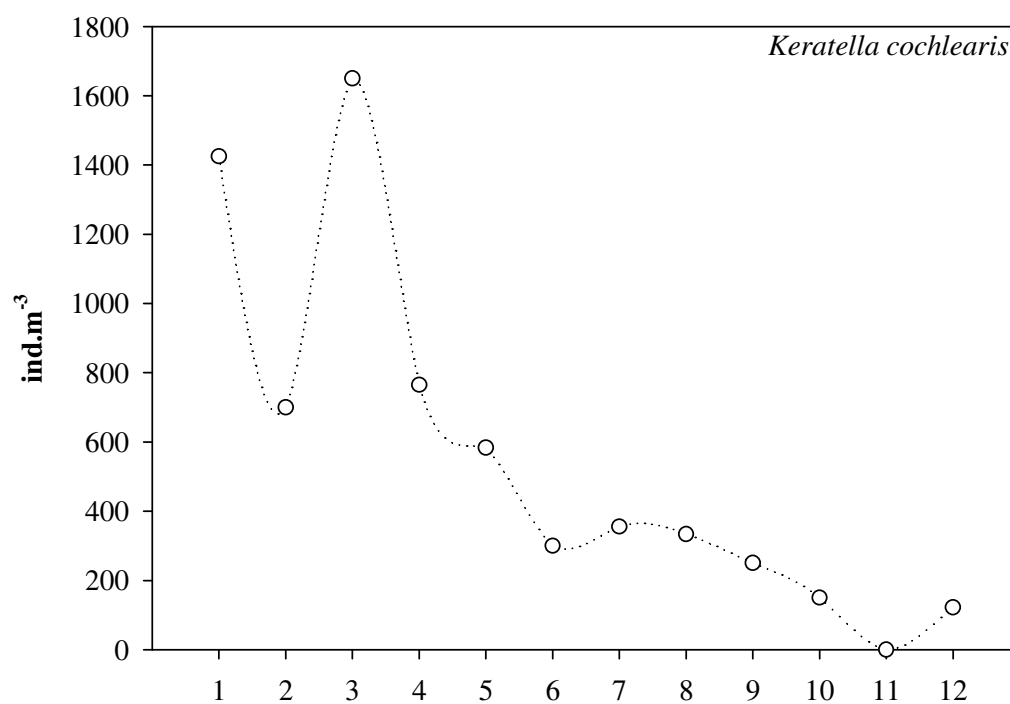
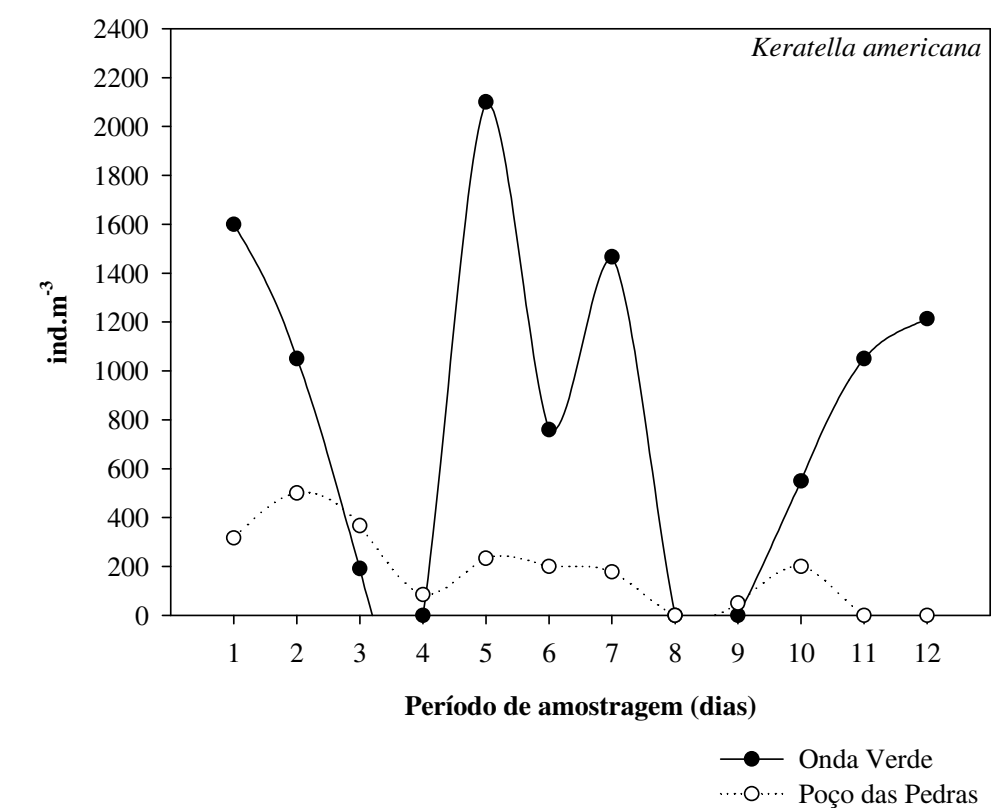
Anexo 13. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Conochilus coenobasis* e *Gastropus hyptopus* no Açude de Onda Verde, entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 e na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



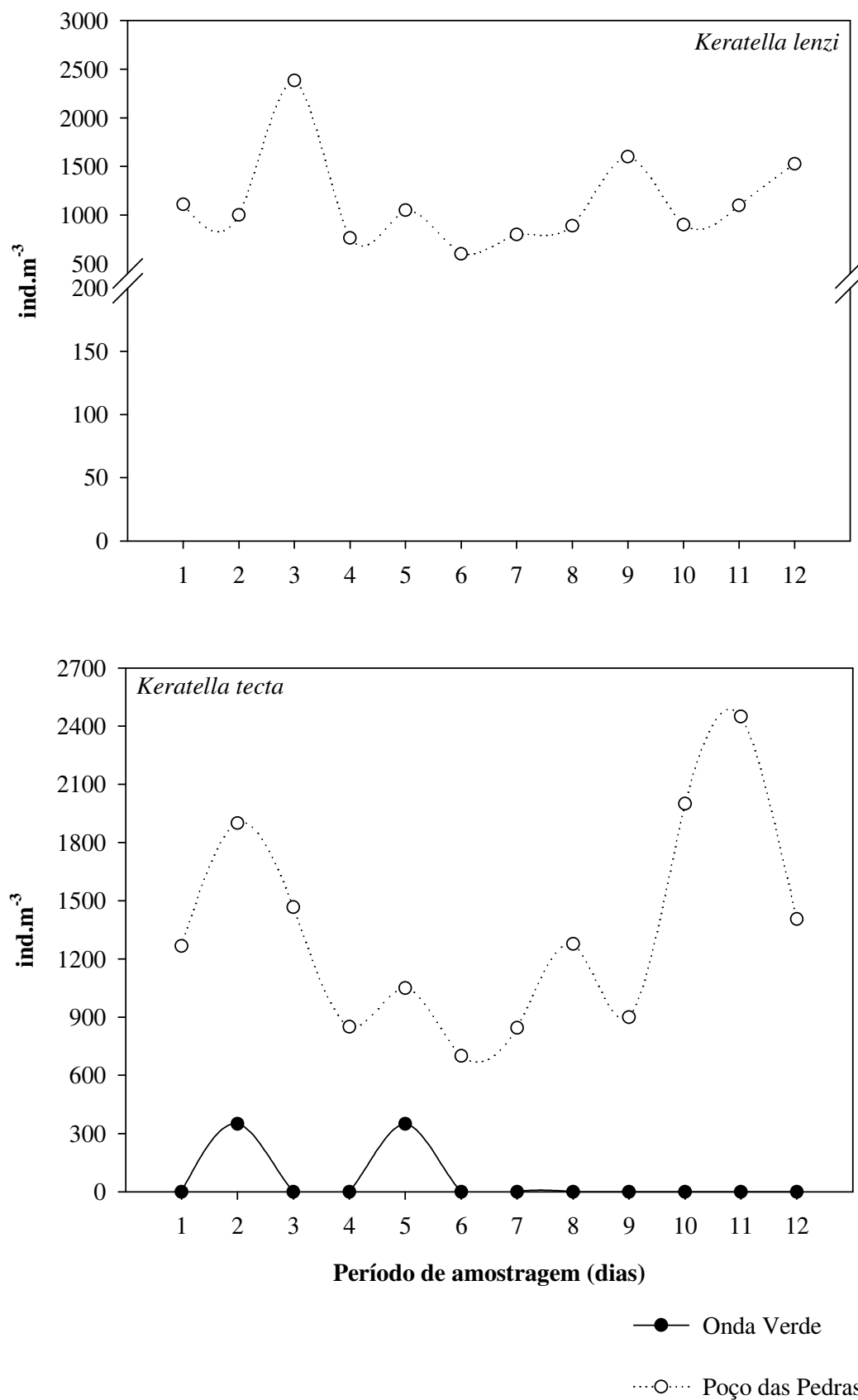
Anexo 14. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Filinia opoliensis* e *Filinia terminalis* no Açude de Onda Verde, entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 e na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



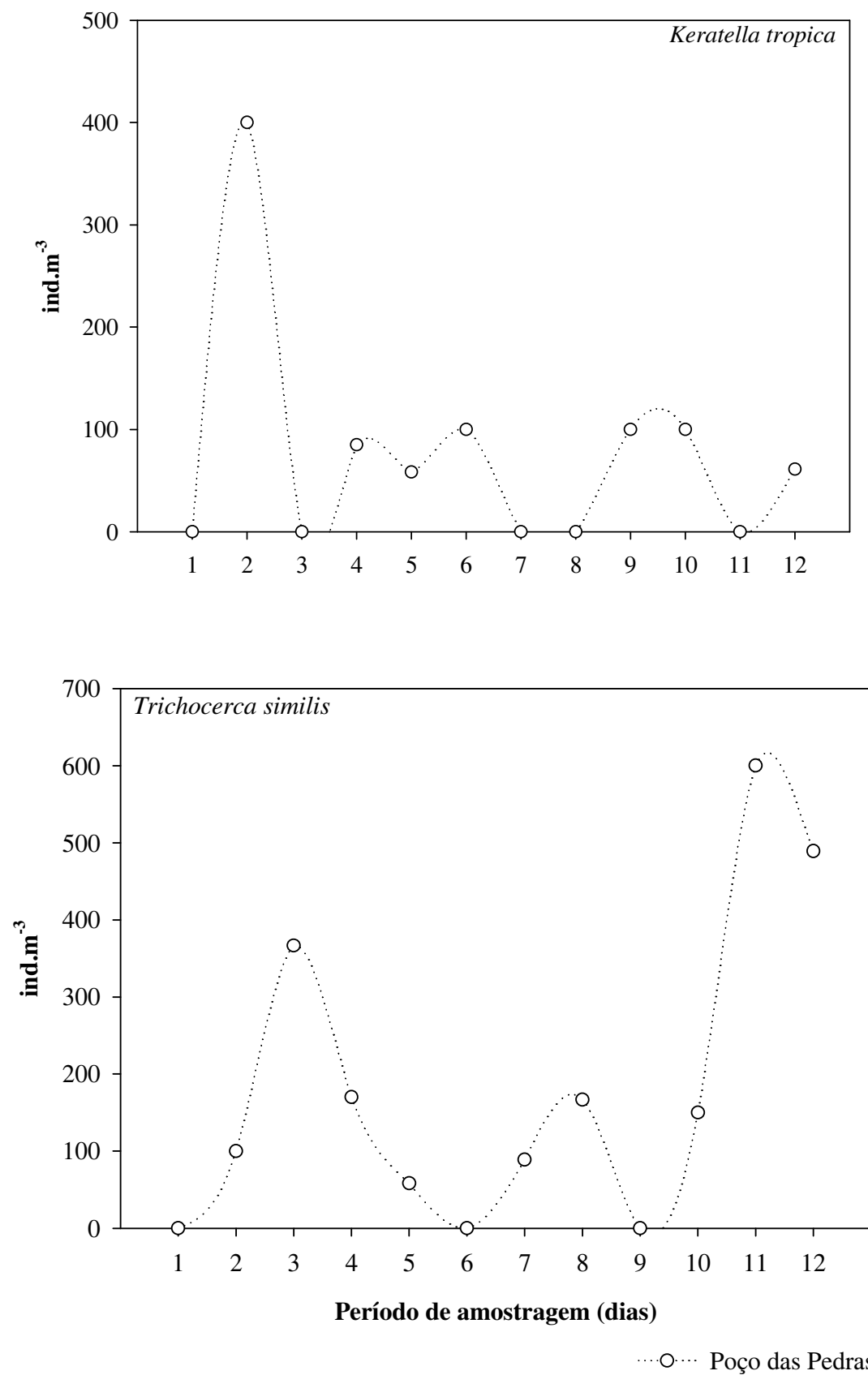
Anexo 15. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Hexarthra intermedia* e *Kellicottia bostoniensis* no Açude de Onda Verde, entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 e na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



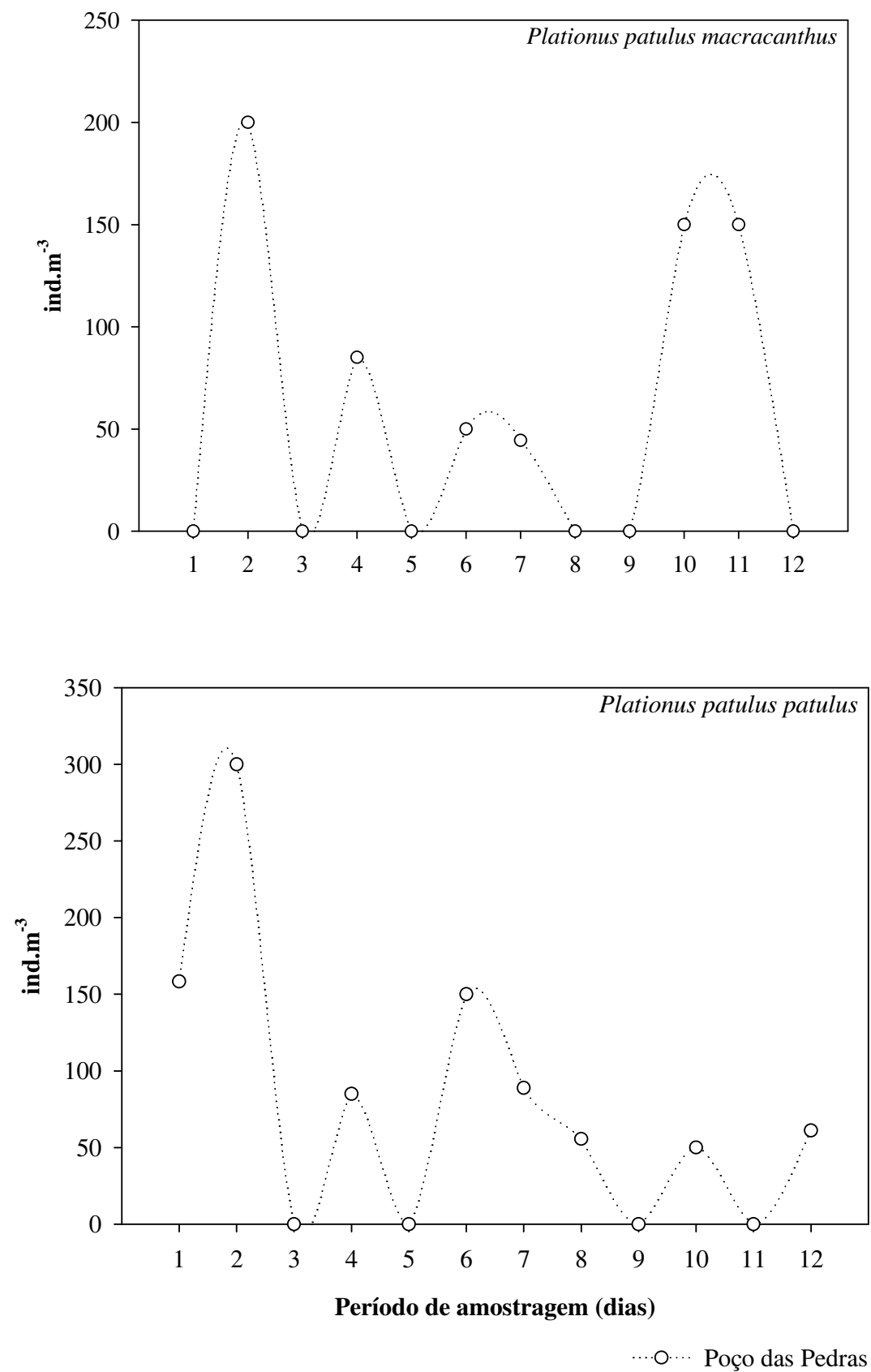
Anexo 16. Variação diária da abundância (ind.m^{-3}) das espécies *Keratella americana* e *K. cochlearis* no Açude de Onda Verde, entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 e na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



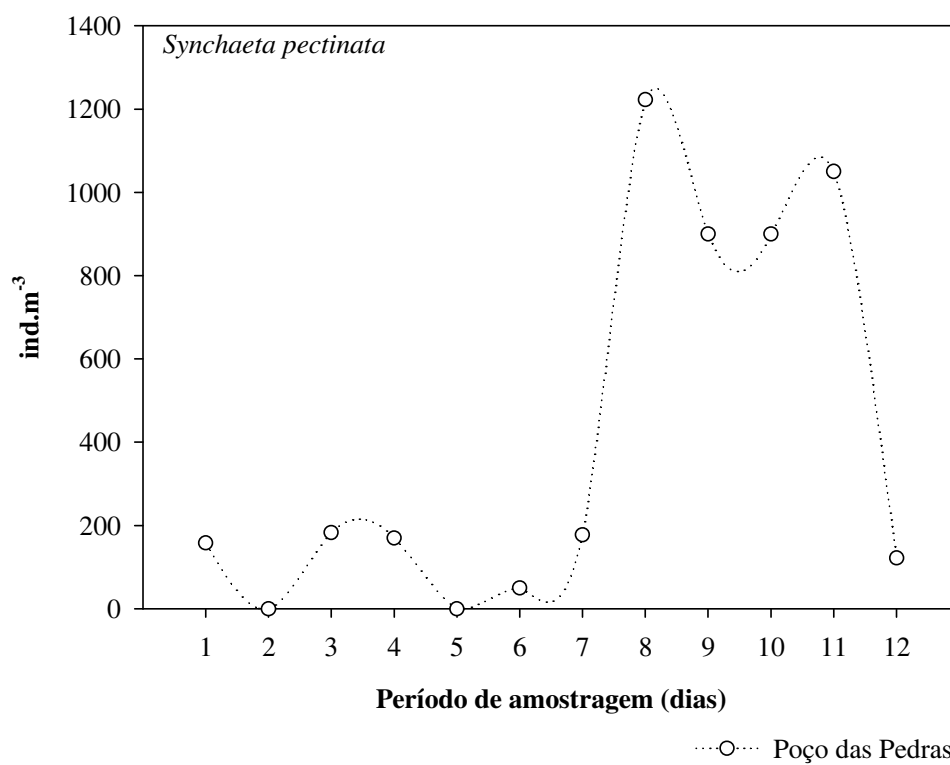
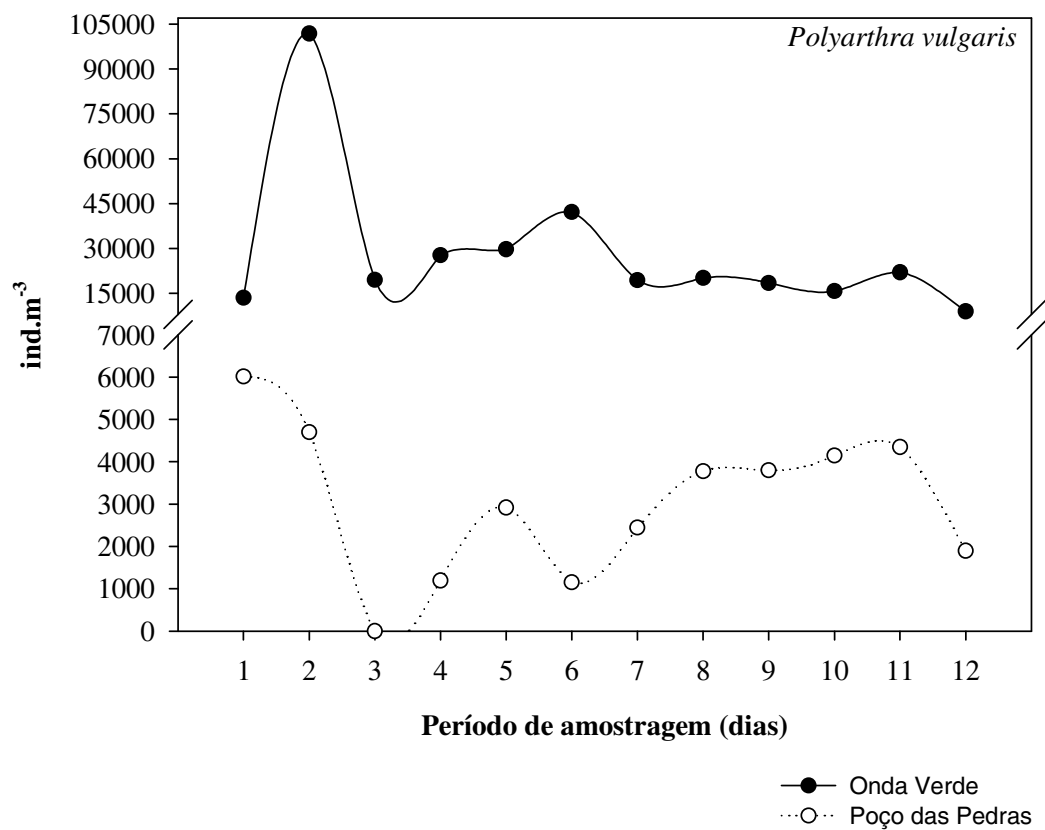
Anexo 17. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das *Keratella lenzi* e *K. tecta* no Açude de Onda Verde, entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 e na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



Anexo 18. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Keratella tropica* e *Trichocerca similis* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



Anexo 19. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Plationus patulus macracanthus* e *P.p. patulus* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.



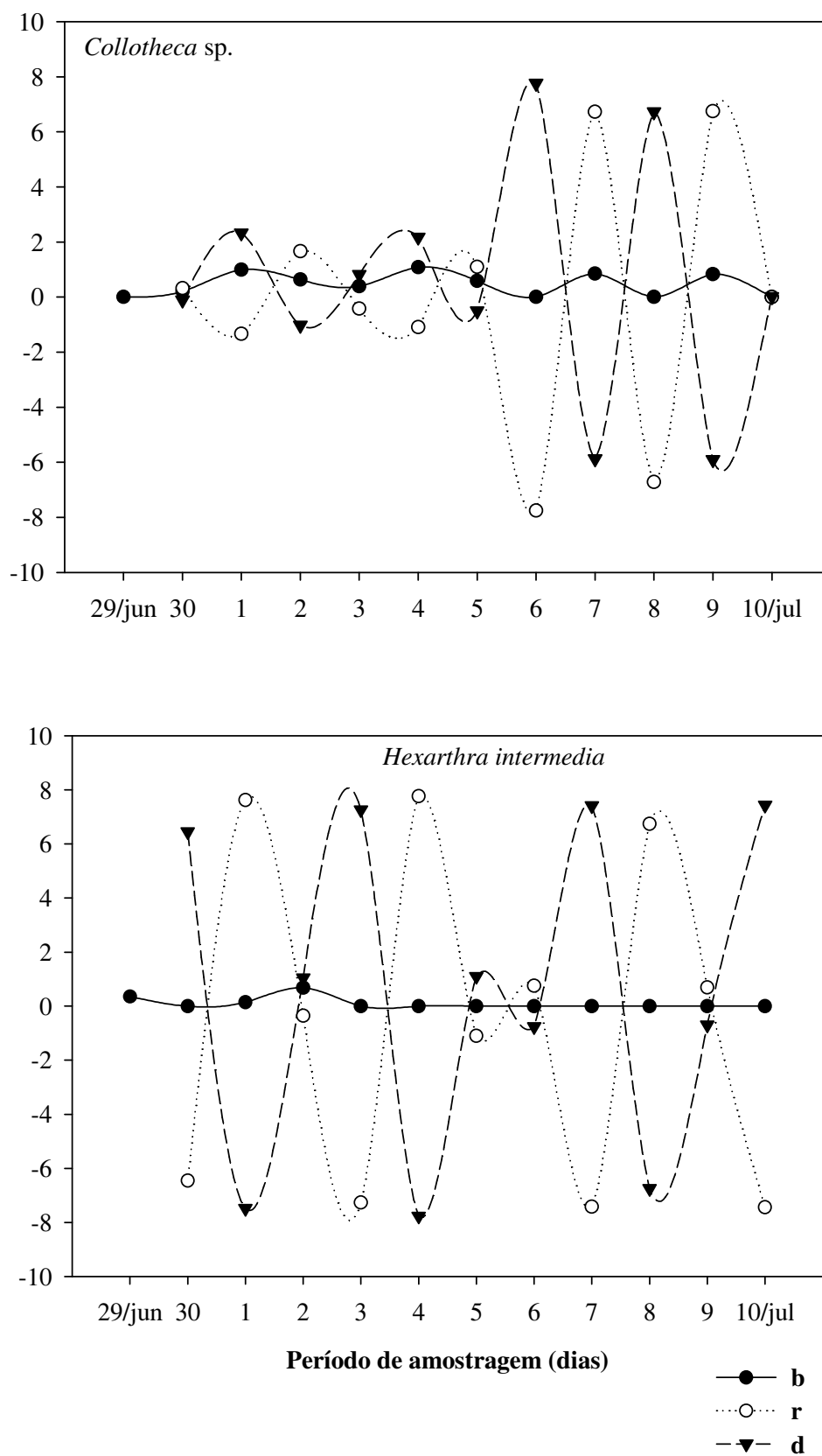
Anexo 20. Variação diária da abundância (ind.m⁻³) das espécies *Polyarthra vulgaris* e *Synchaeta pectinata* no Açude de Onda Verde, entre 23 de fevereiro a 06 de março de 2010 e na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010.

Anexo 21. Tempo de desenvolvimento do ovo de Rotifera (De) e temperatura da água (Temp.), da estação seca, na Lagoa Poço das Pedras (29 de junho a 10 de julho de 2009) e no Açude de Onda Verde (20 a 31 de julho de 2009).

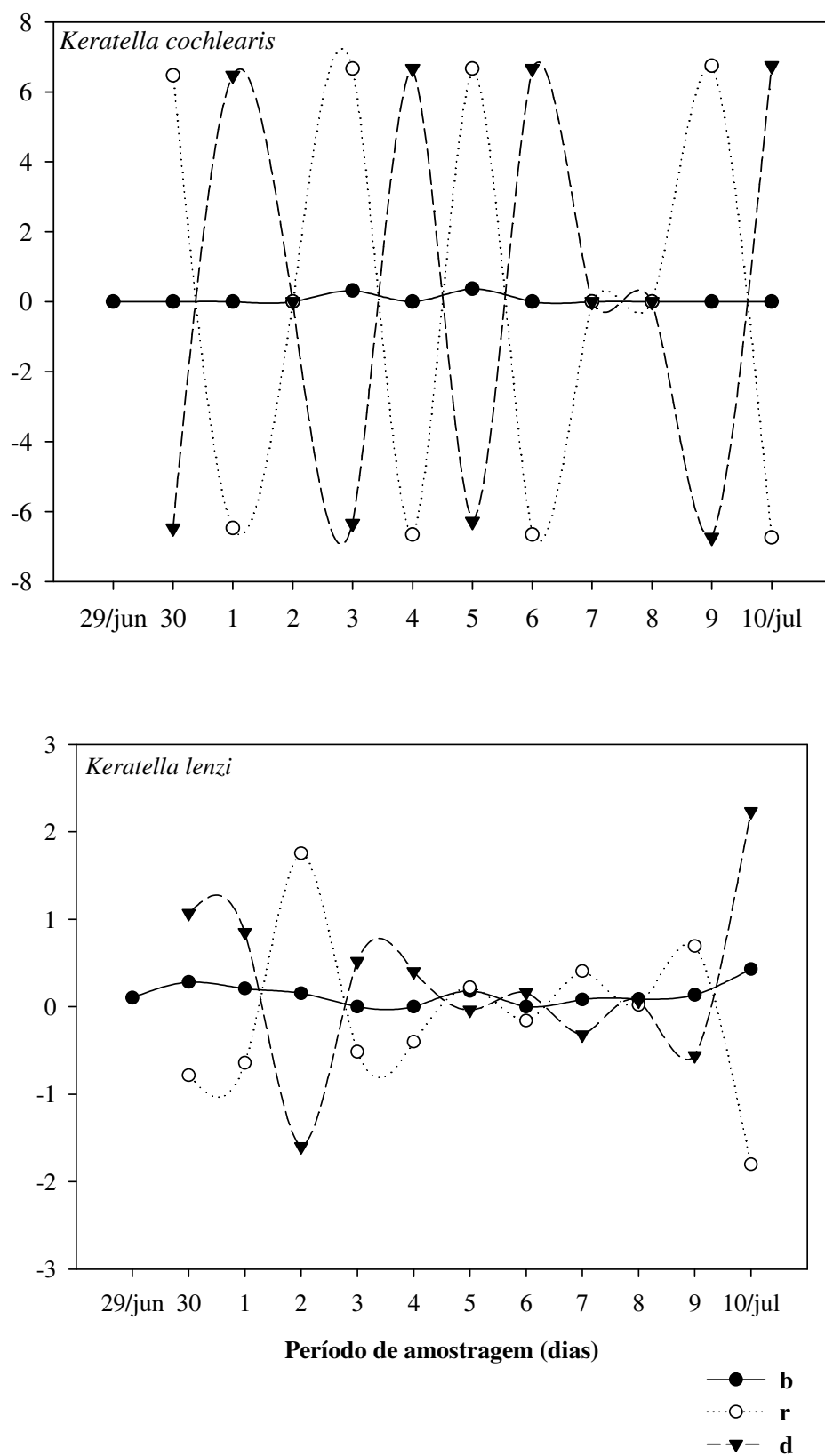
Lagoa Poço das Pedras			Açude de Onda Verde		
Data	Temp. (°C)	De (dias)	Data	Temp. (°C)	De (dias)
29/06/09	11,8	1,9593	20/07/09	17,8	1,0478
30/06/09	11,7	1,9955	21/07/09	18,0	1,0253
01/07/09	11,8	1,9636	22/07/09	18,9	0,9473
02/07/09	11,5	2,0254	23/07/09	18,3	0,9942
03/07/09	11,0	2,1695	24/07/09	17,9	1,0342
04/07/09	12,5	1,8061	25/07/09	17,6	1,0668
05/07/09	12,2	1,8691	26/07/09	17,7	1,0533
06/07/09	12,5	1,8061	27/07/09	17,9	1,0312
07/07/09	12,1	1,8937	28/07/09	21,3	0,7700
08/07/09	12,6	1,7851	29/07/09	21,6	0,7547
09/07/09	13,2	1,6655	30/07/09	20,2	0,8431
10/07/09	13,5	1,6181	31/07/09	20,0	0,8568
Média (dias)	12,2	1,8798	Média (dias)	18,9	0,9521
Média (horas)		45,1	Média (horas)		22,8

Anexo 22. Tempo de desenvolvimento do ovo de Rotifera (De) e temperatura da água (Temp.), estação chuvosa, na Lagoa Poço das Pedras (05 a 16 de abril de 2010) e no Açude de Onda Verde (23 de fevereiro a 06 de março de 2010).

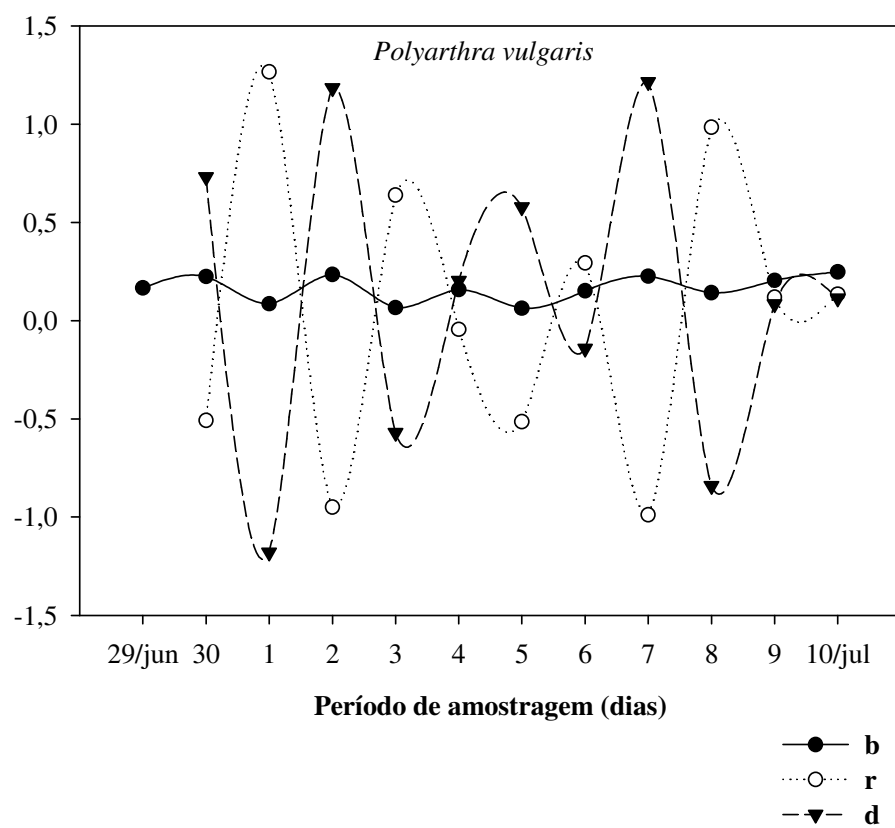
Lagoa Poço das Pedras			Açude de Onda Verde		
Data	Temp. (°C)	De (dias)	Data	Temp. (°C)	De (dias)
05/04/10	22,6	0,6996	23/02/10	26,1	0,5390
06/04/10	20,7	0,8120	24/02/10	26,6	0,5200
07/04/10	19,3	0,9139	25/02/10	26,3	0,5329
08/04/10	20,5	0,8268	26/02/10	26,0	0,5416
09/04/10	19,8	0,8717	27/02/10	25,7	0,5562
10/04/10	19,5	0,9009	28/02/10	26,8	0,5138
11/04/10	19,8	0,8732	01/03/10	25,9	0,5482
12/04/10	18,7	0,9647	02/03/10	24,8	0,5927
13/04/10	19,6	0,8933	03/03/10	24,4	0,6070
14/04/10	19,7	0,8823	04/03/10	24,7	0,5951
15/04/10	20,5	0,8259	05/03/10	25,4	0,5660
16/04/10	19,9	0,8707	06/03/10	24,9	0,5855
Média (dias)	20,0	0,8613	Média (dias)	25,6	0,5582
Média (horas)		20,7	Média (horas)		13,4



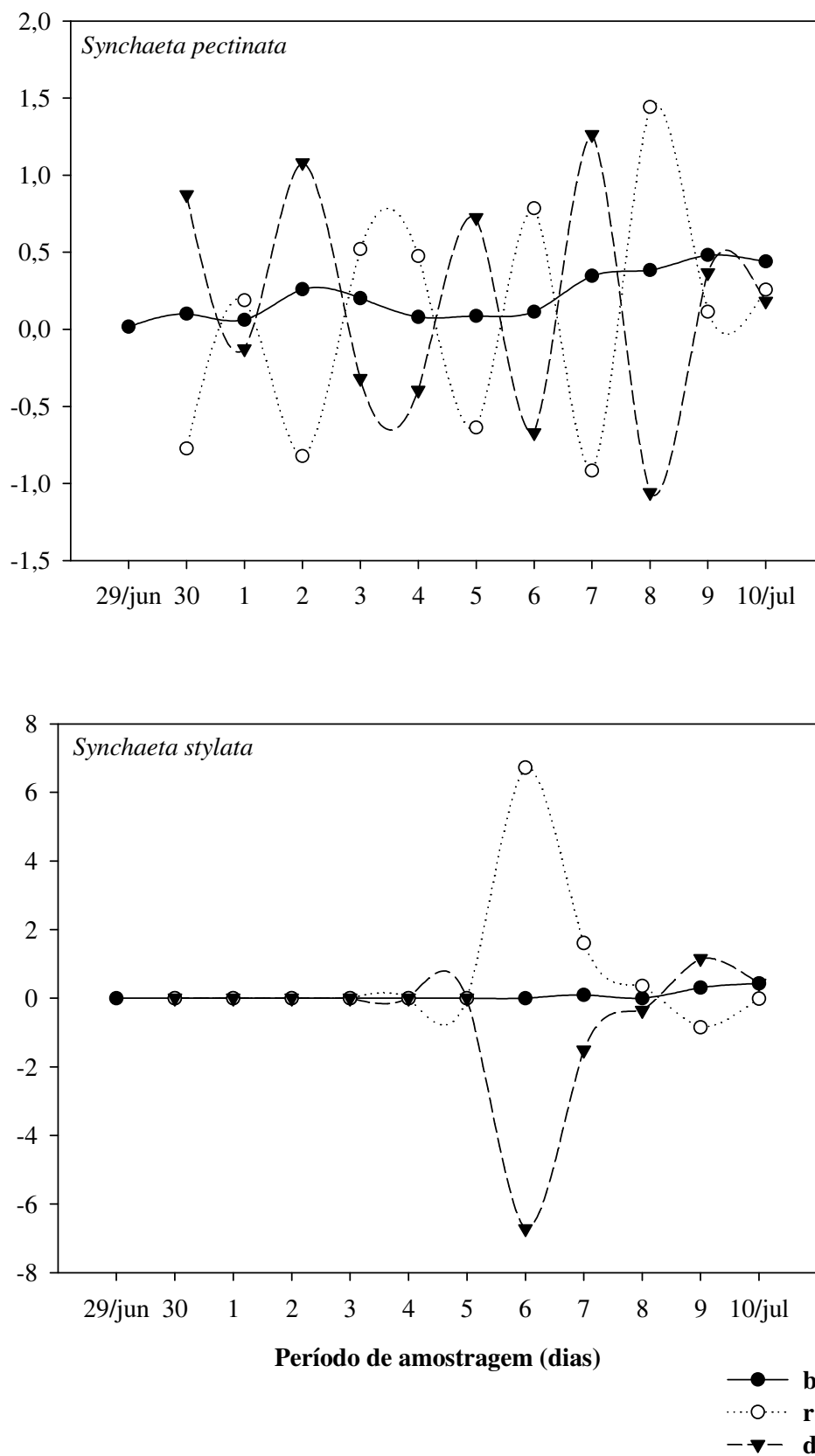
Anexo 23. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Collotheca* sp. e *Hexarthra intermedia* na Lagoa Poço das Pedras, de 29 de junho a 10 de julho de 2009, na estação seca.



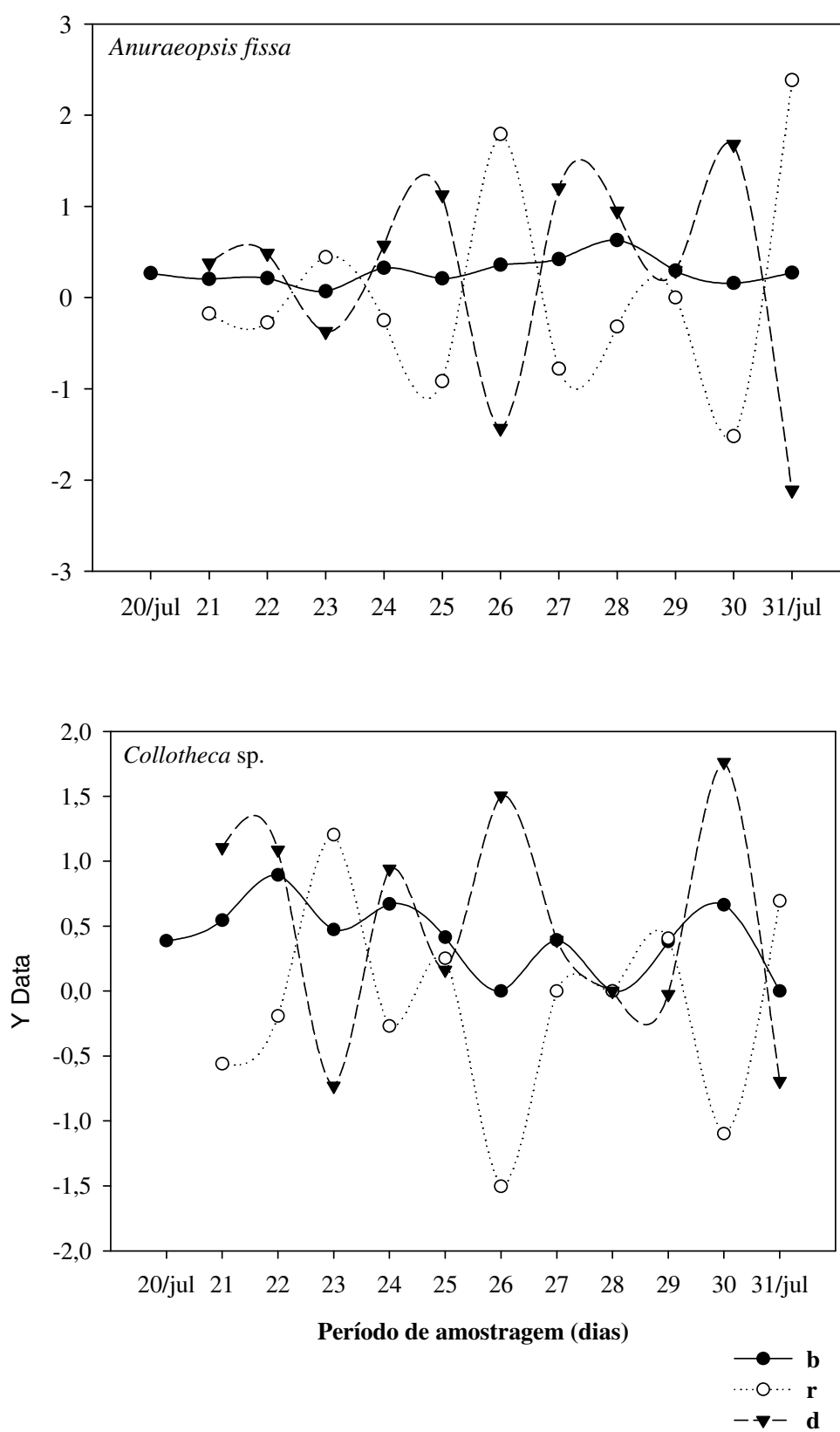
Anexo 24. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Keratella cochlearis* e *K. lenzi* na Lagoa Poço das Pedras, de 29 de junho a 10 de julho de 2009, na estação seca.



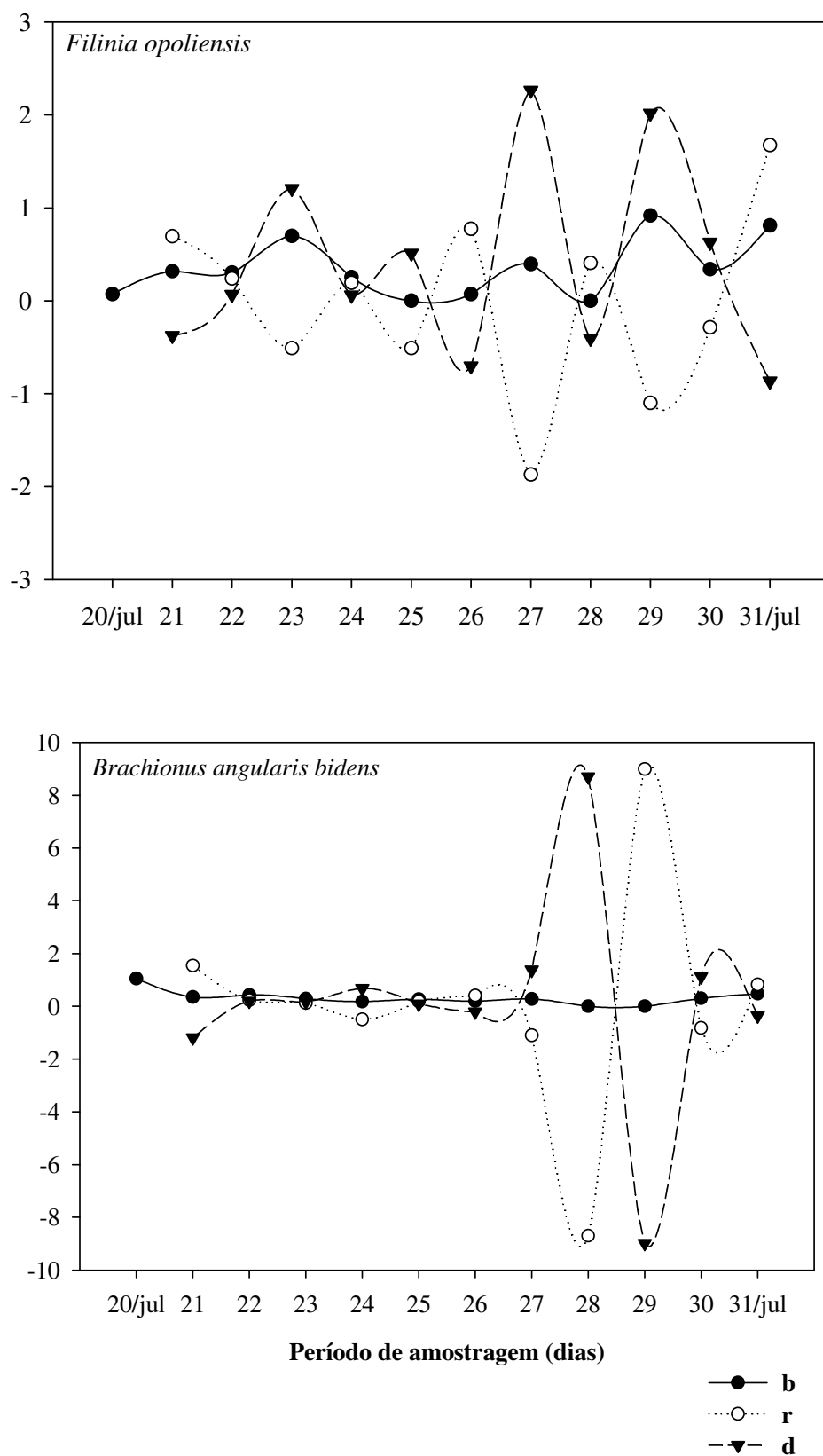
Anexo 25. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), da espécie *Polyarthra vulgaris* na Lagoa Poço das Pedras, de 29 de junho a 10 de julho de 2009, na estação seca.



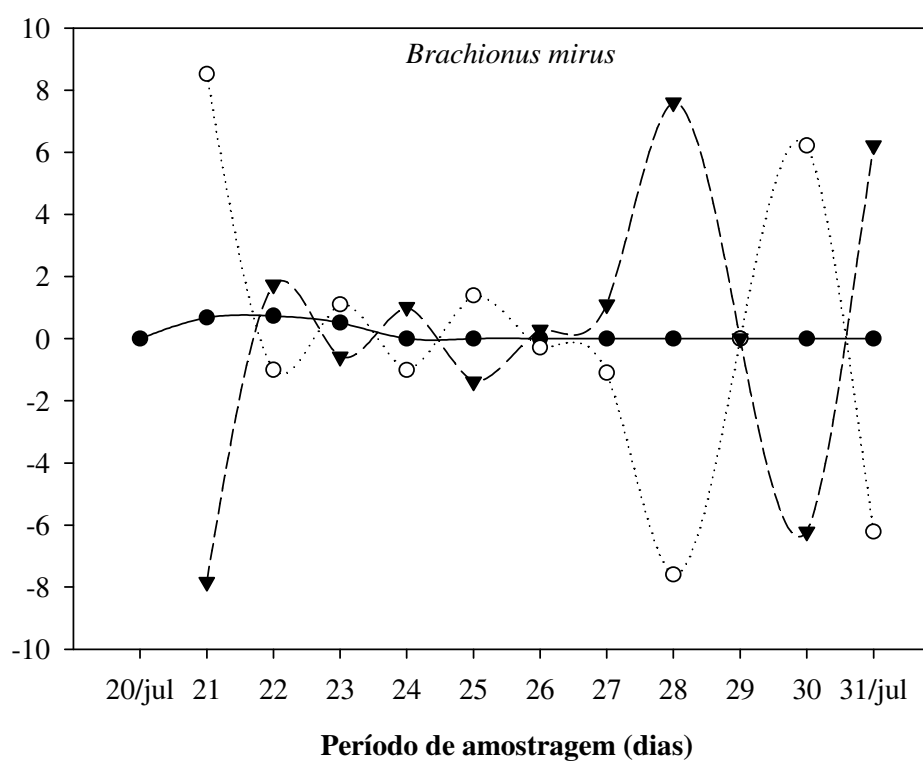
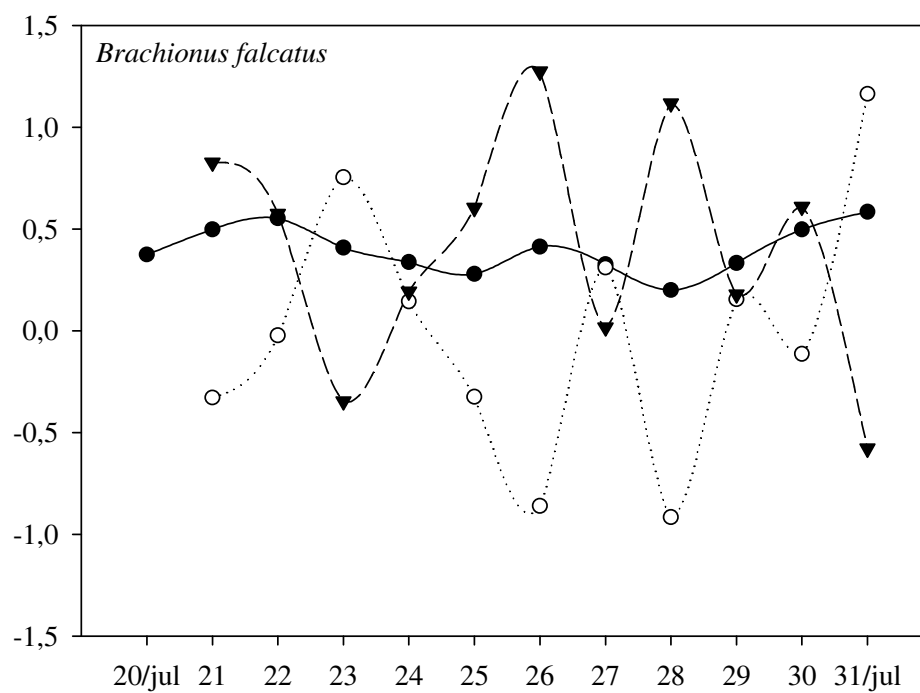
Anexo 26. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Synchaeta pectinata* e *S. stylata* na Lagoa Poço das Pedras, de 29 de junho a 10 de julho de 2009, na estação seca.



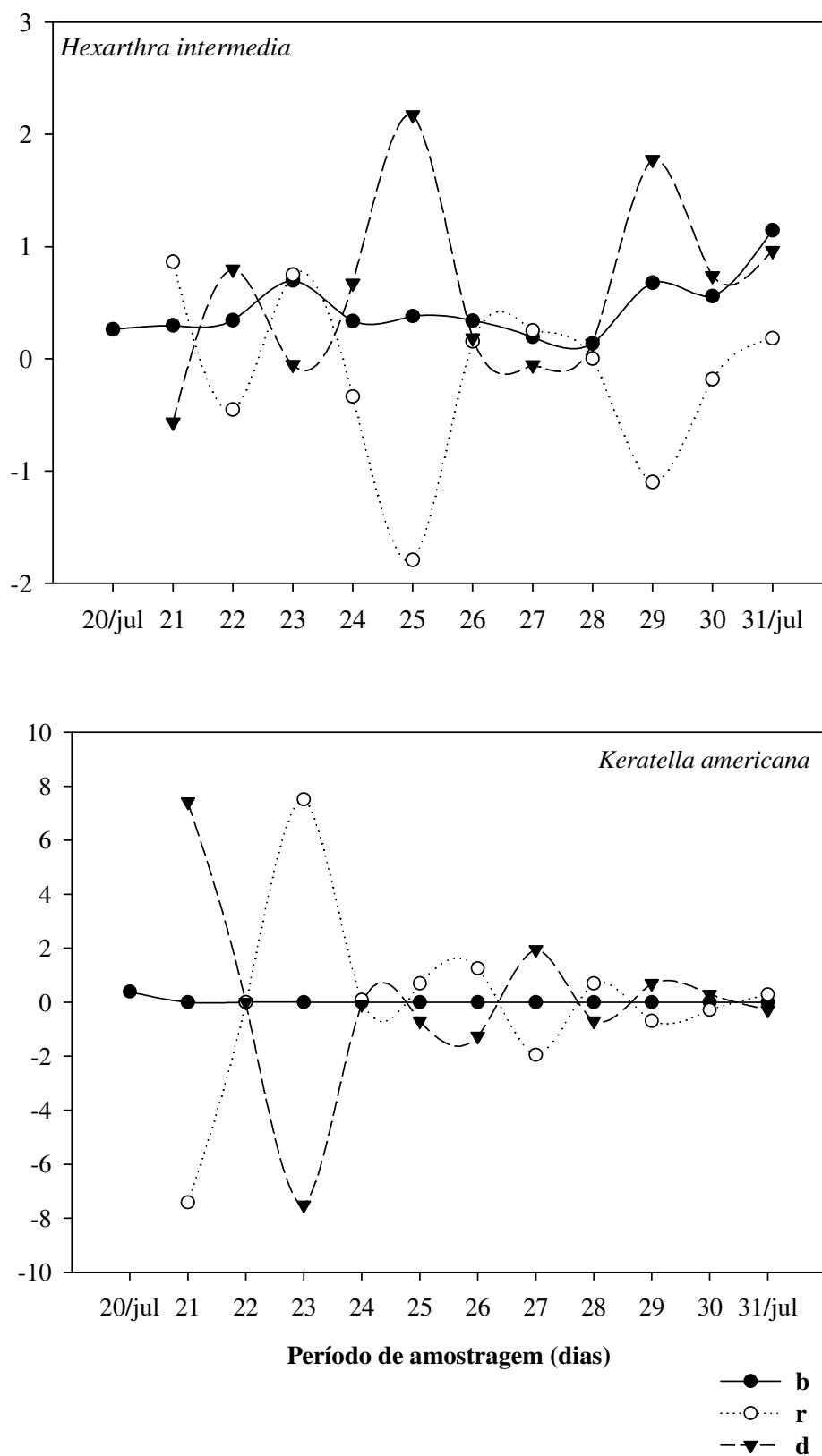
Anexo 27. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Anuraeopsis fissa* e *Collothea* sp. no Açude de Onda Verde, de 20 a 31 de julho de 2009, na estação seca.



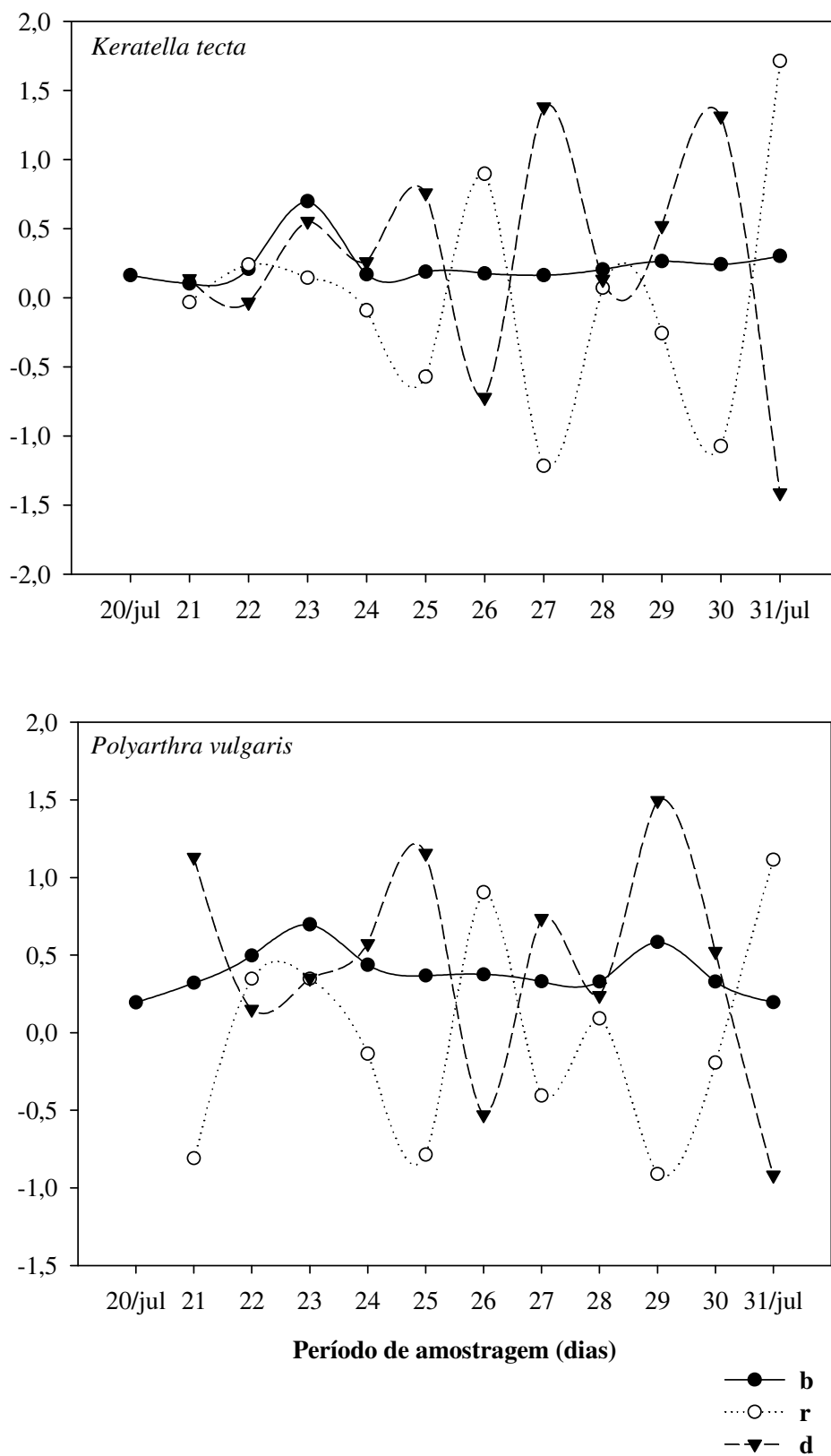
Anexo 28. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Filinia opoliensis* e *Brachionus angularis bidens* no Açude de Onda Verde, de 20 a 31 de julho de 2009, na estação seca.



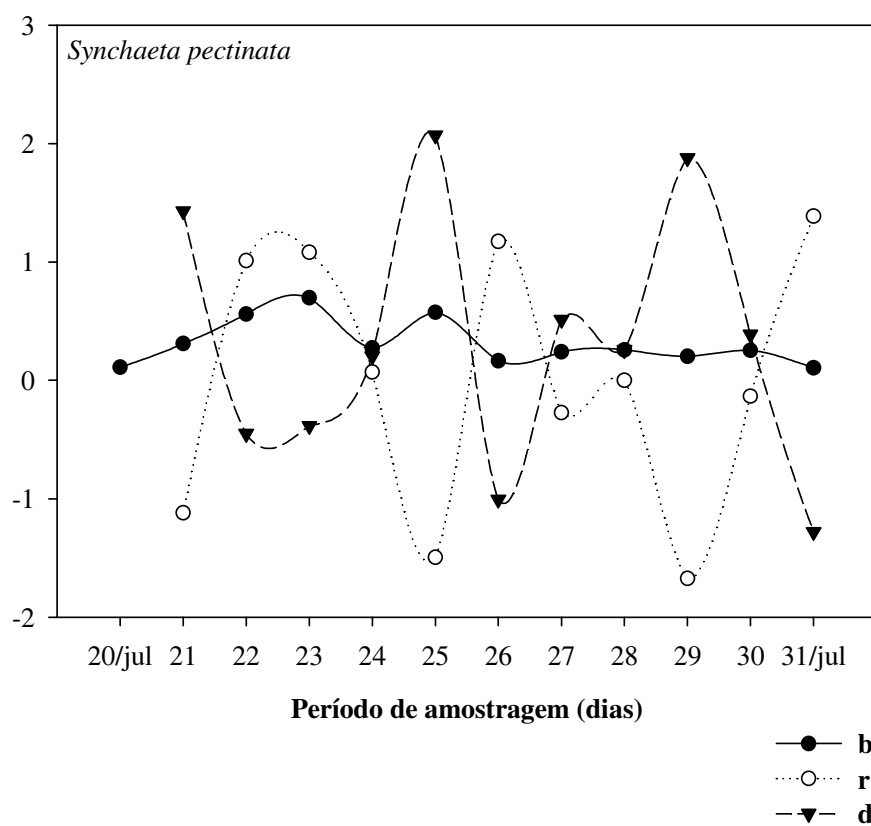
Anexo 29. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Brachionus falcatus* e *B. mirus* no Açude de Onda Verde, de 20 a 31 de julho de 2009, na estação seca.



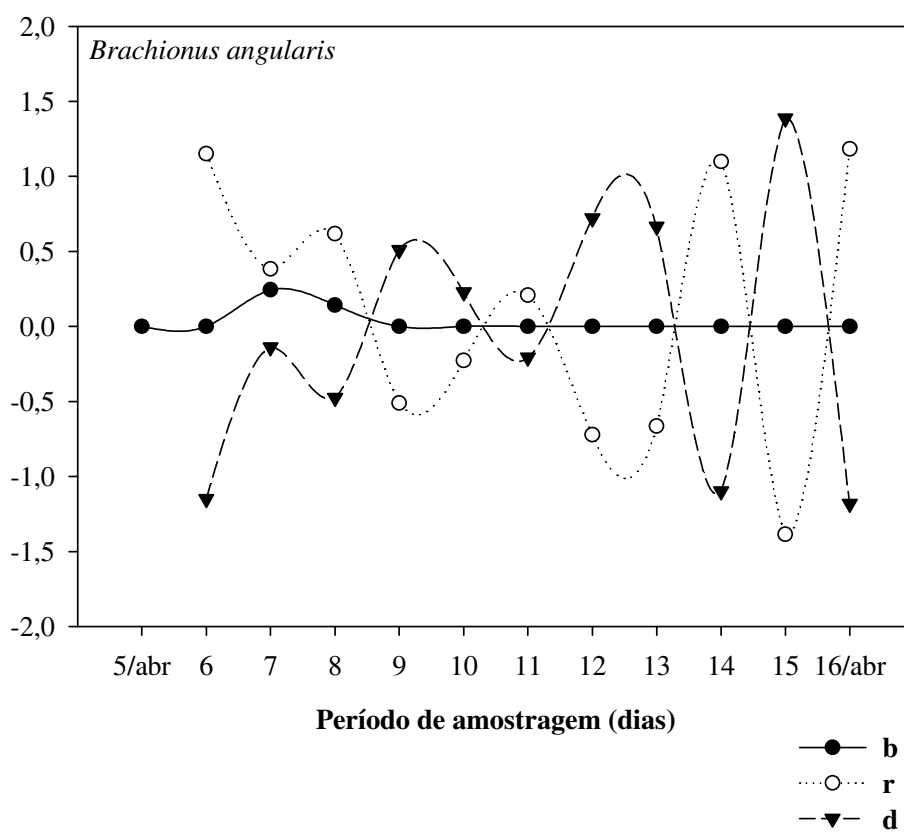
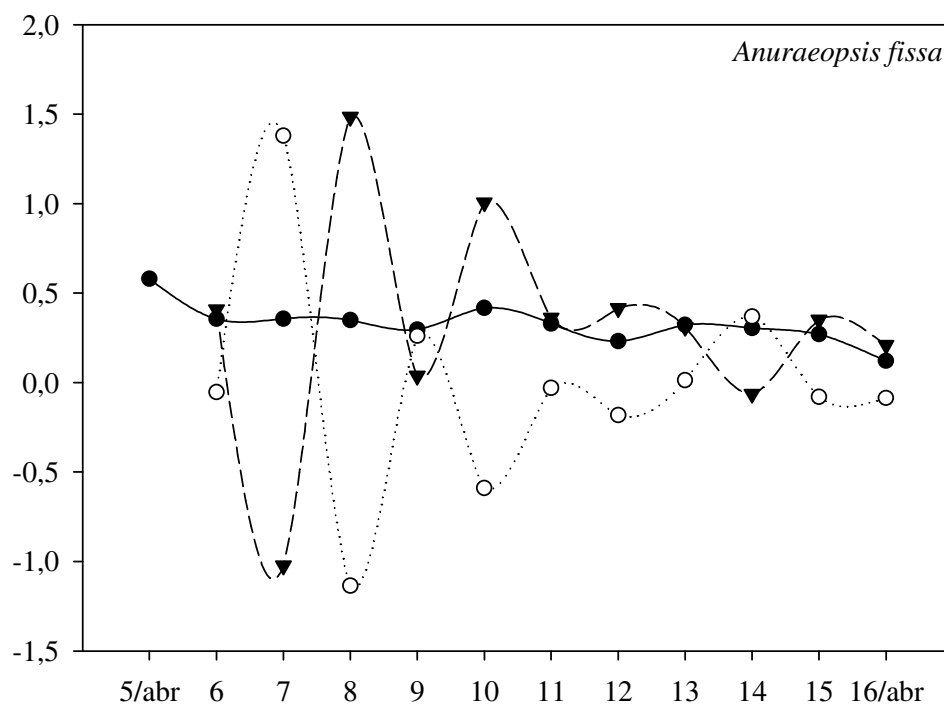
Anexo 30. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Hexarthra intermedia* e *Keratella americana* no Açude de Onda Verde, de 20 a 31 de julho de 2009, na estação seca.



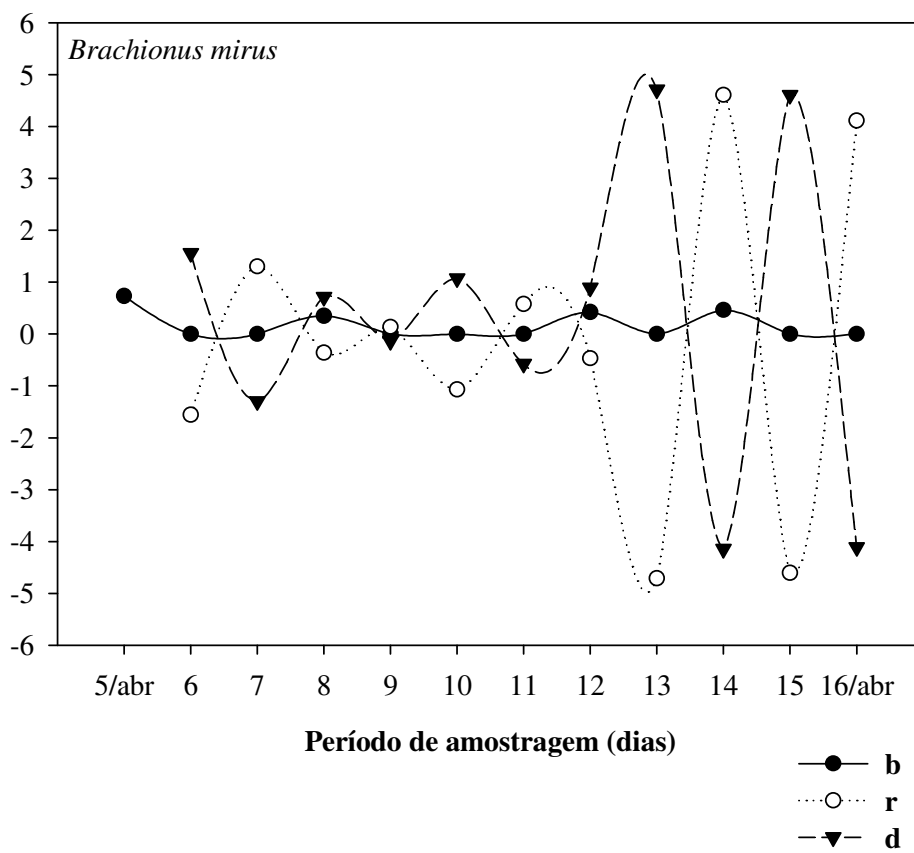
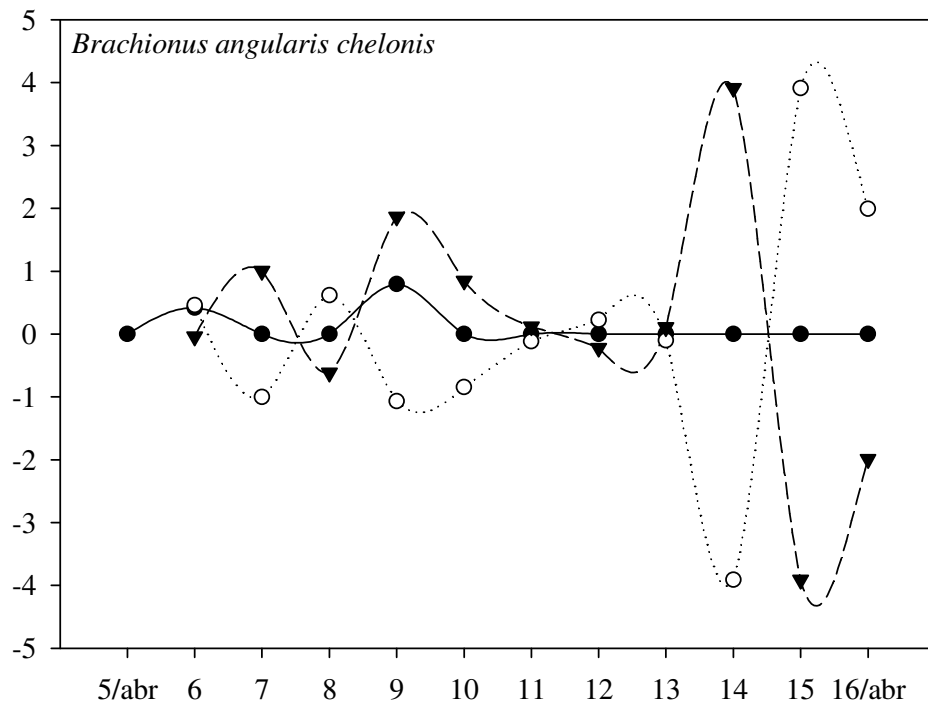
Anexo 31. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Keratella tecta* e *Polyarthra vulgaris* no Açude de Onda Verde, de 20 a 31 de julho de 2009, na estação seca.



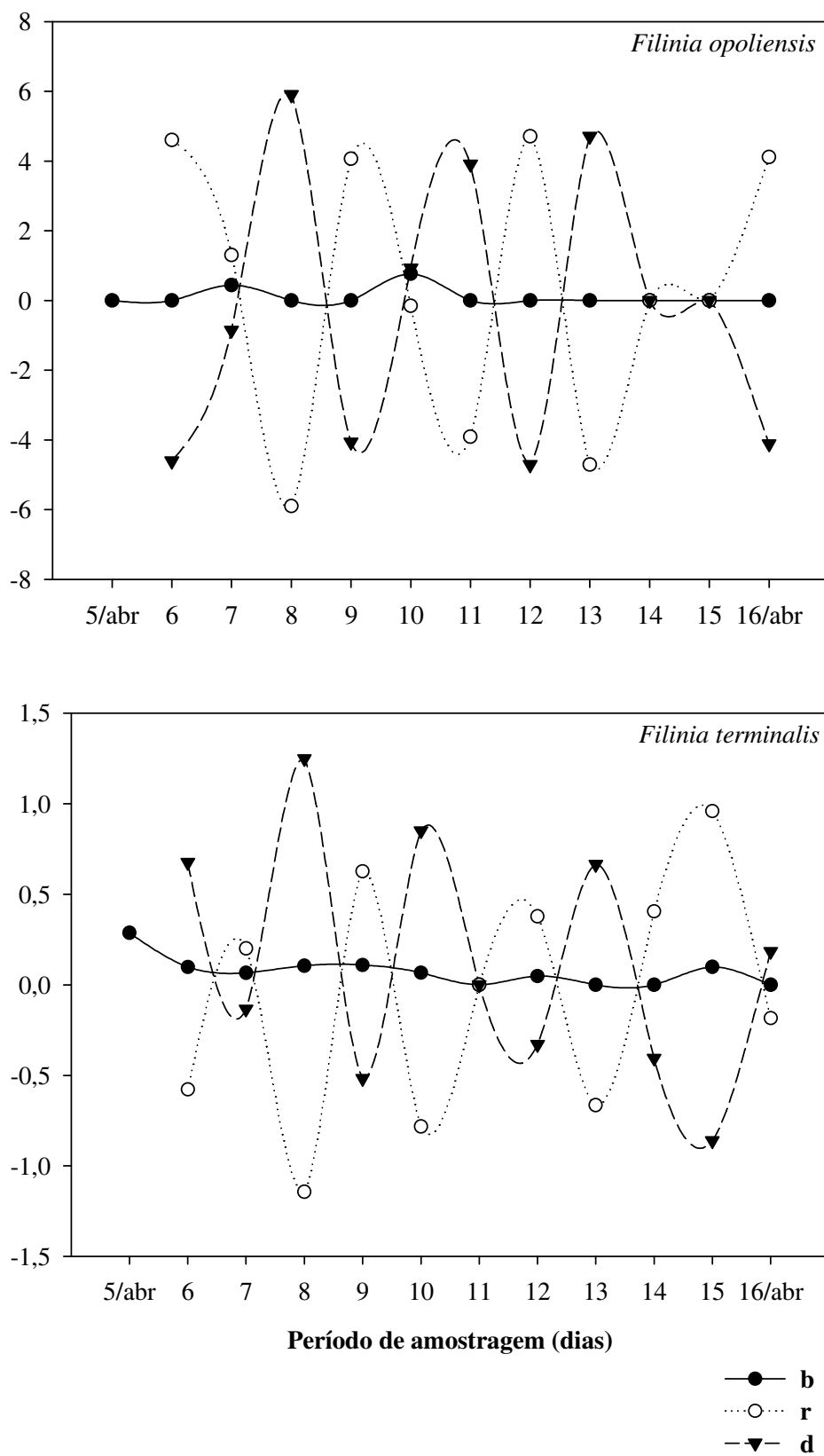
Anexo 32. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Synchaeta pectinata* no Açude de Onda Verde, de 20 a 31 de julho de 2009, na estação seca.



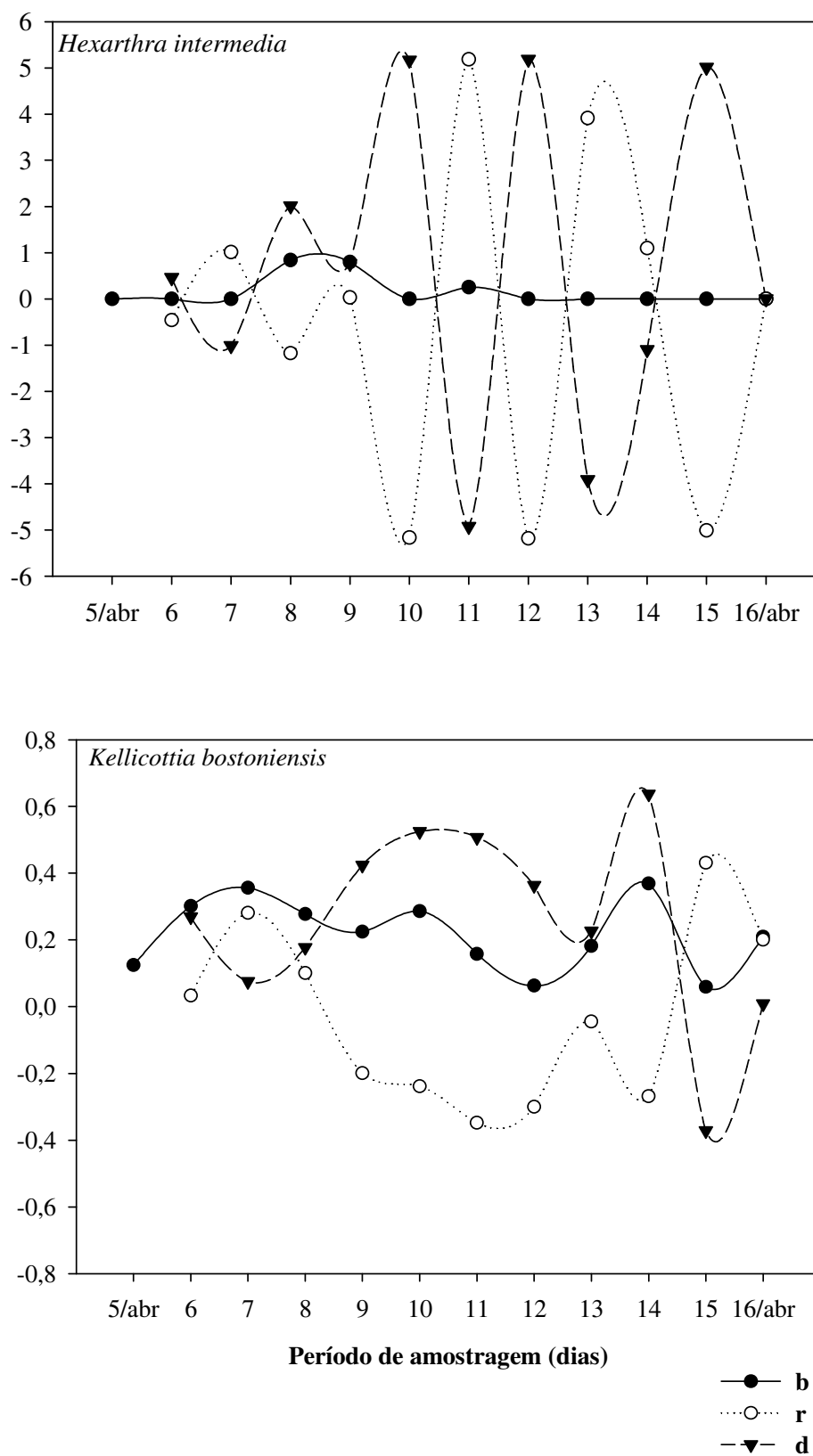
Anexo 33. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Anuraeopsis fissa* e *Brachionus angularis* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010, na estação chuvosa.



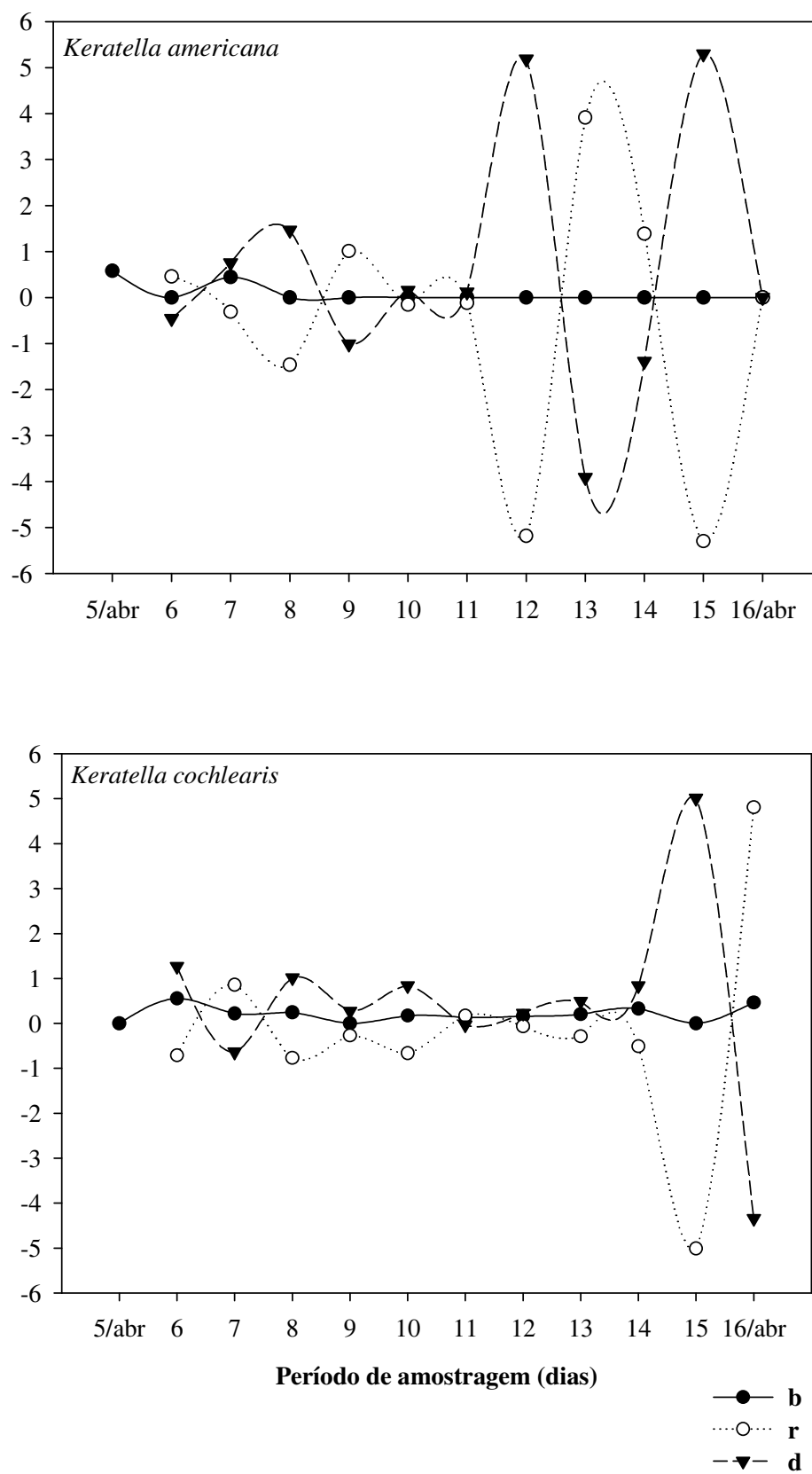
Anexo 34. Taxas de nascimento (b), instantâneas de crescimento (r) e de mortalidade (d), das espécies *Brachionus angularis chelonis* e *B. mirus* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010, na estação chuvosa.



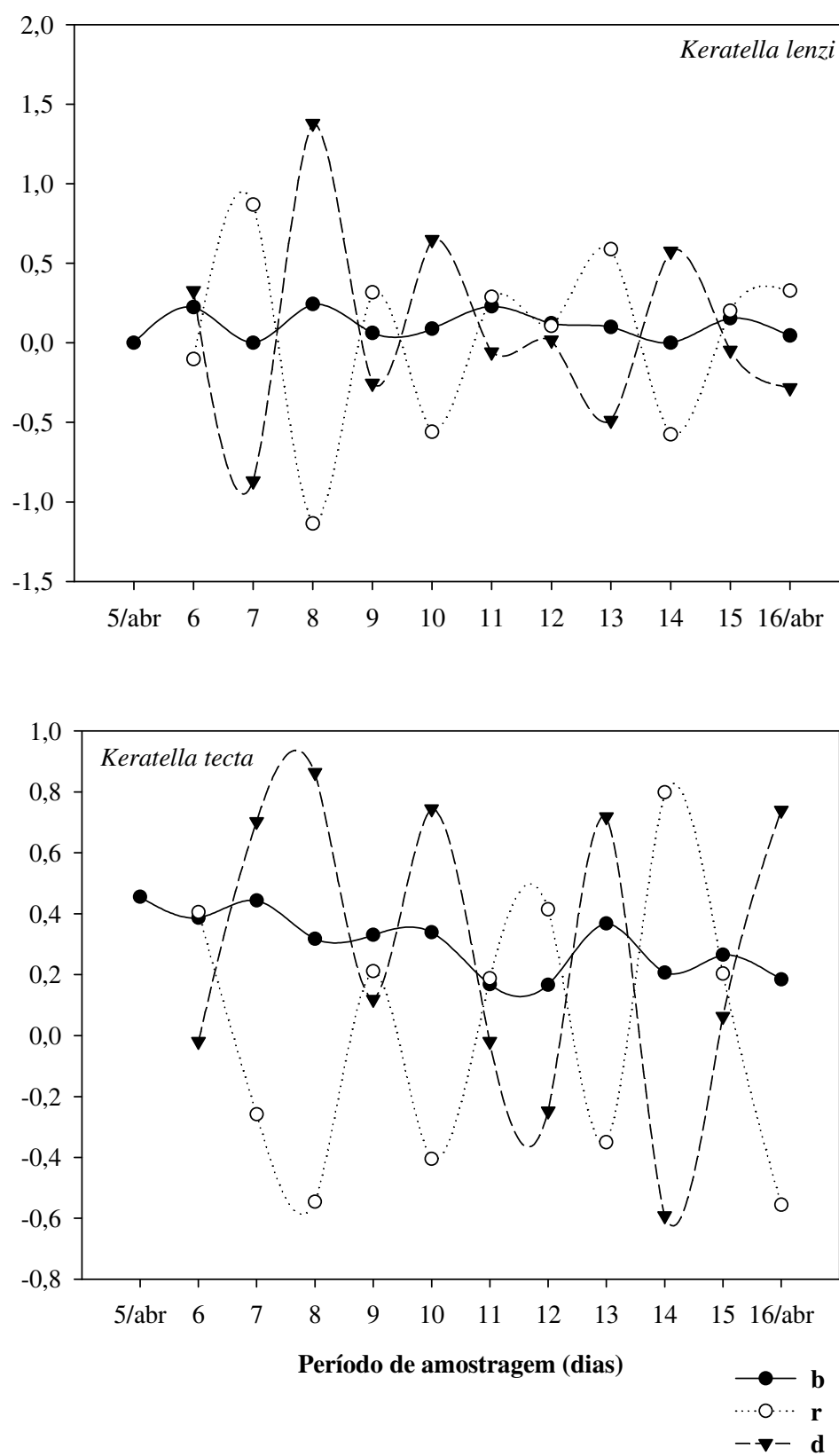
Anexo 35. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Filinia opoliensis* e *F. terminalis* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010, na estação chuvosa.



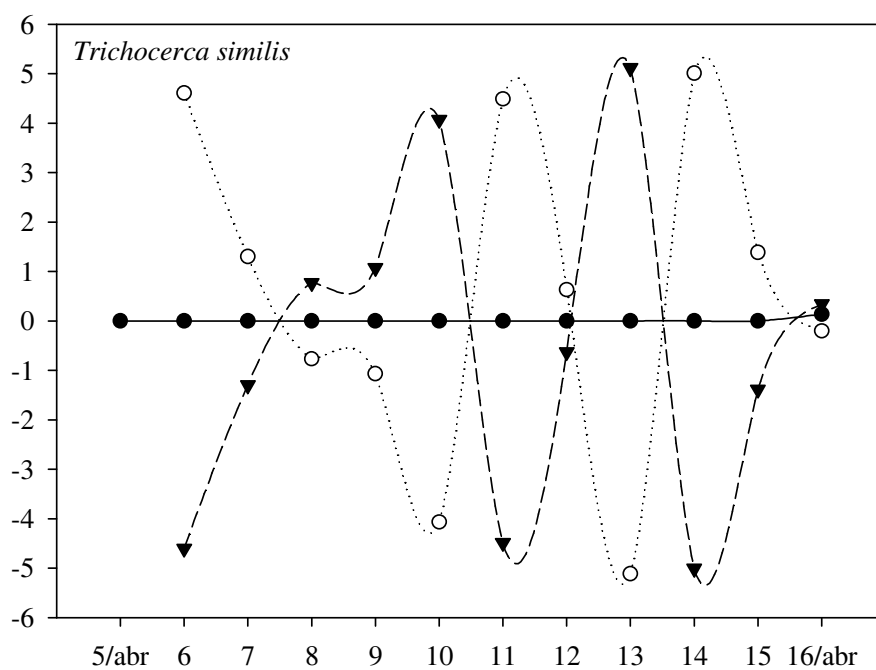
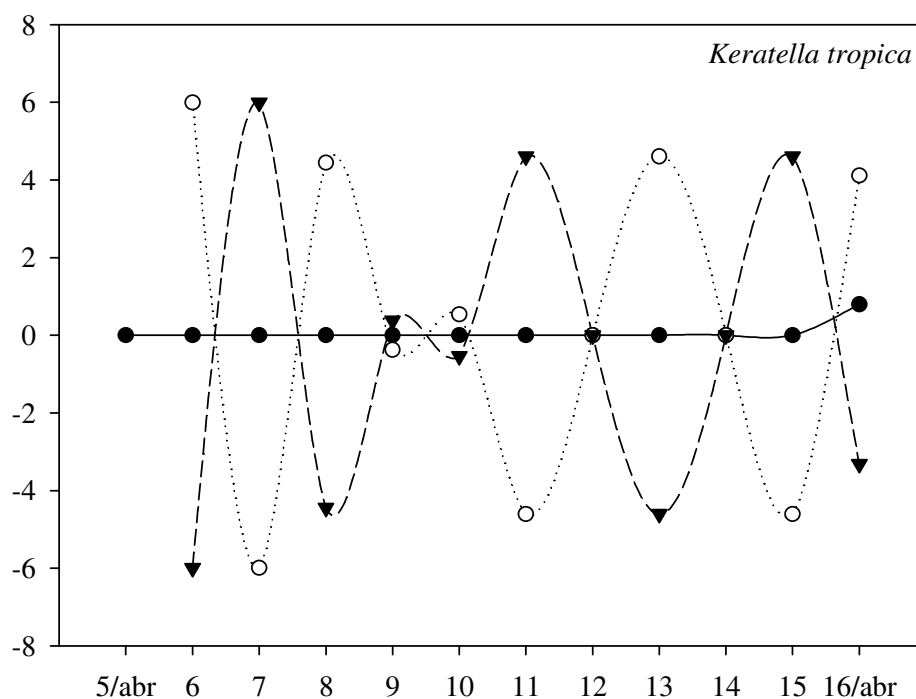
Anexo 36. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Hexarthra intermedia* e *Kellicottia bostoniensis* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010, na estação chuvosa.



Anexo 37. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Keratella americana* e *K. cochlearis* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010, na estação chuvosa.



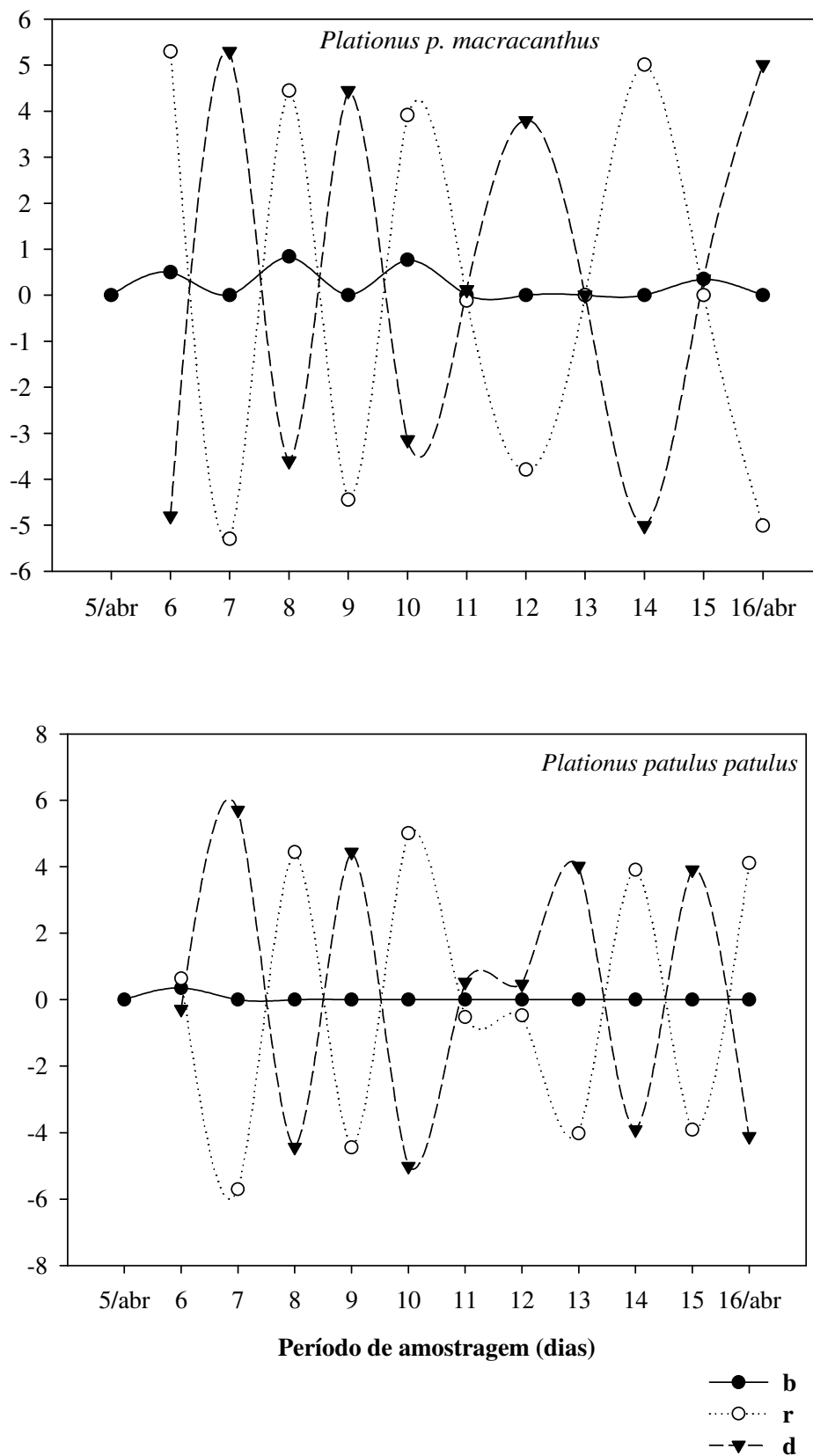
Anexo 38. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Keratella lenzi* e *K.tecta* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010, na estação chuvosa.



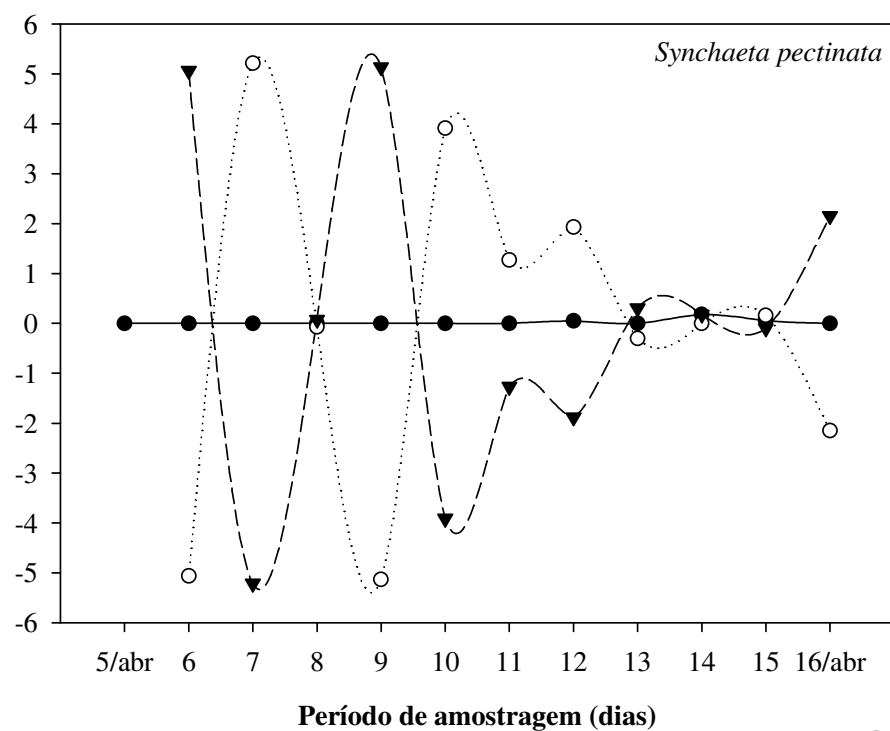
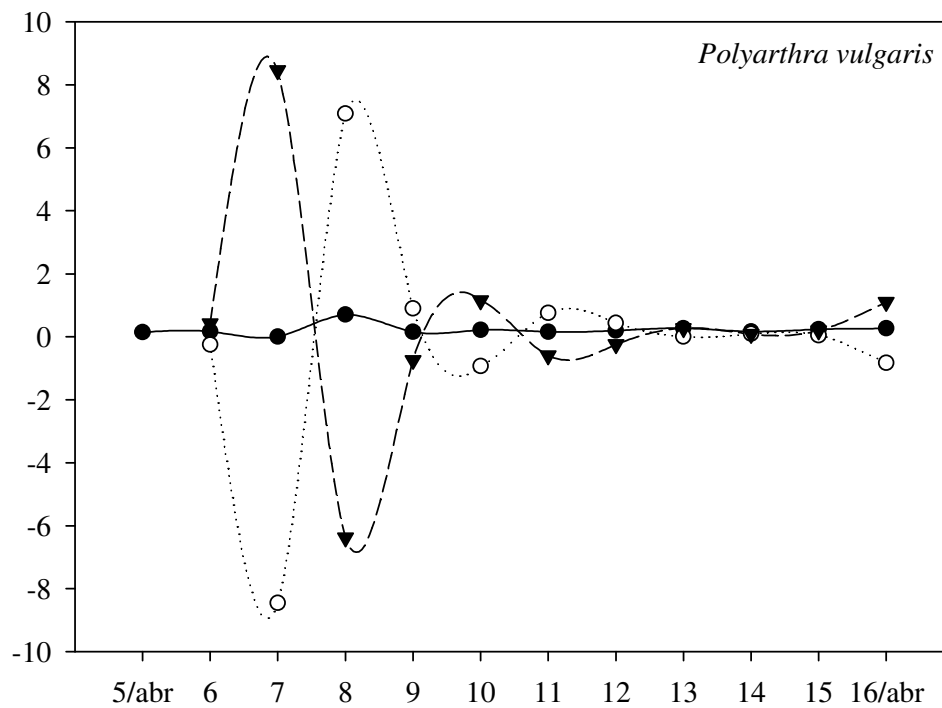
Período de amostragem (dias)

—●— b
○..... r
 -▼- d

Anexo 39. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Keratella tropica* e *Trichocerca similis* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010, na estação chuvosa.



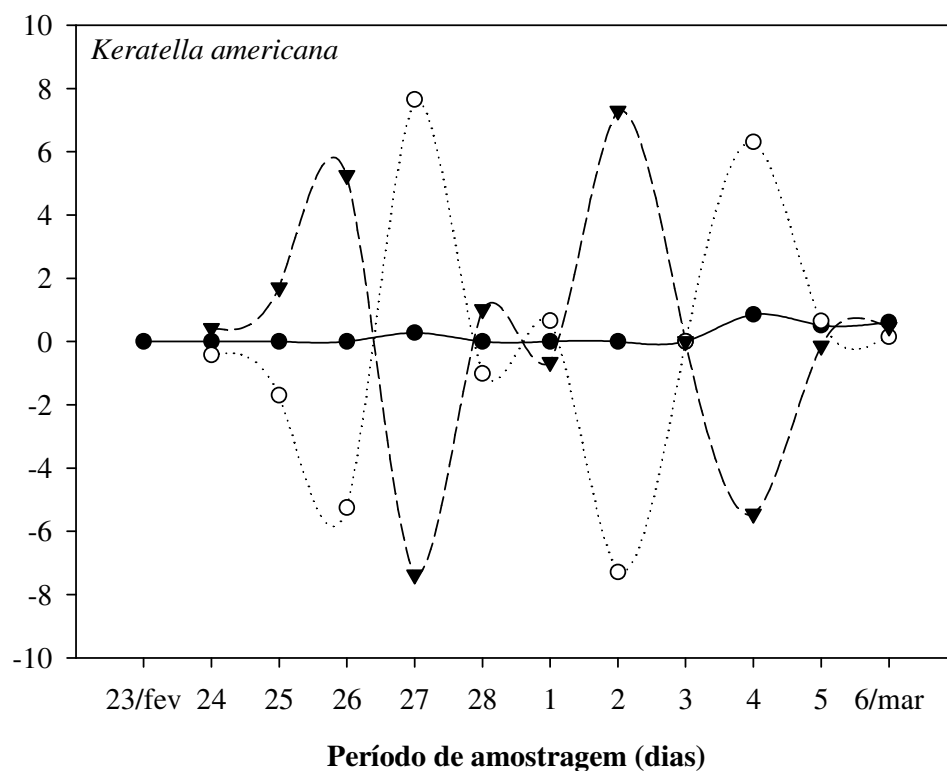
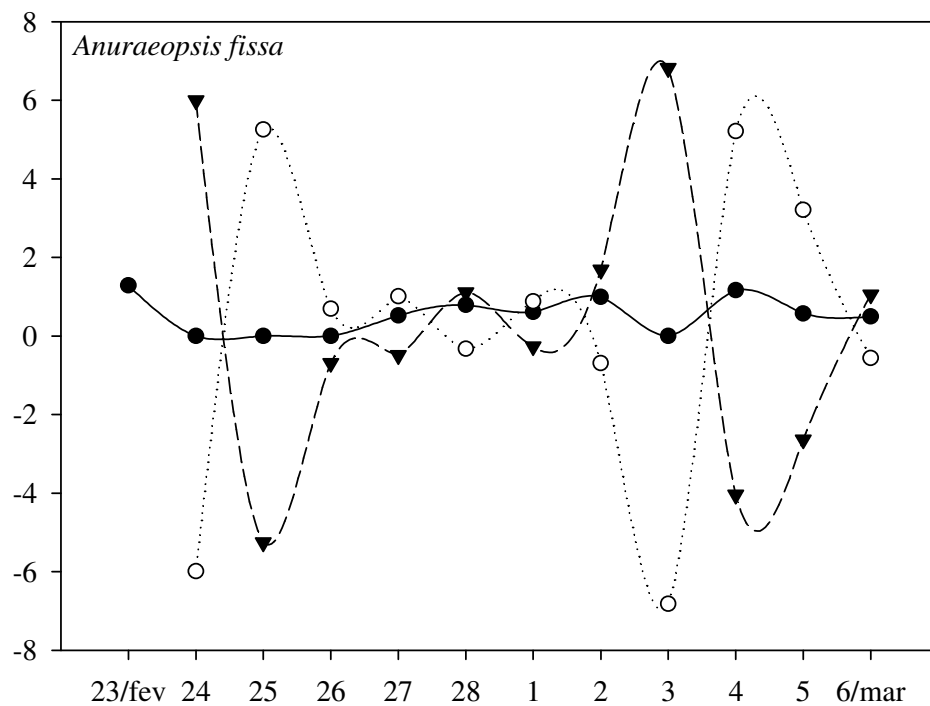
Anexo 40. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Plationus patulus macracanthus* e *P.p. patulus* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010, na estação chuvosa.



Período de amostragem (dias)

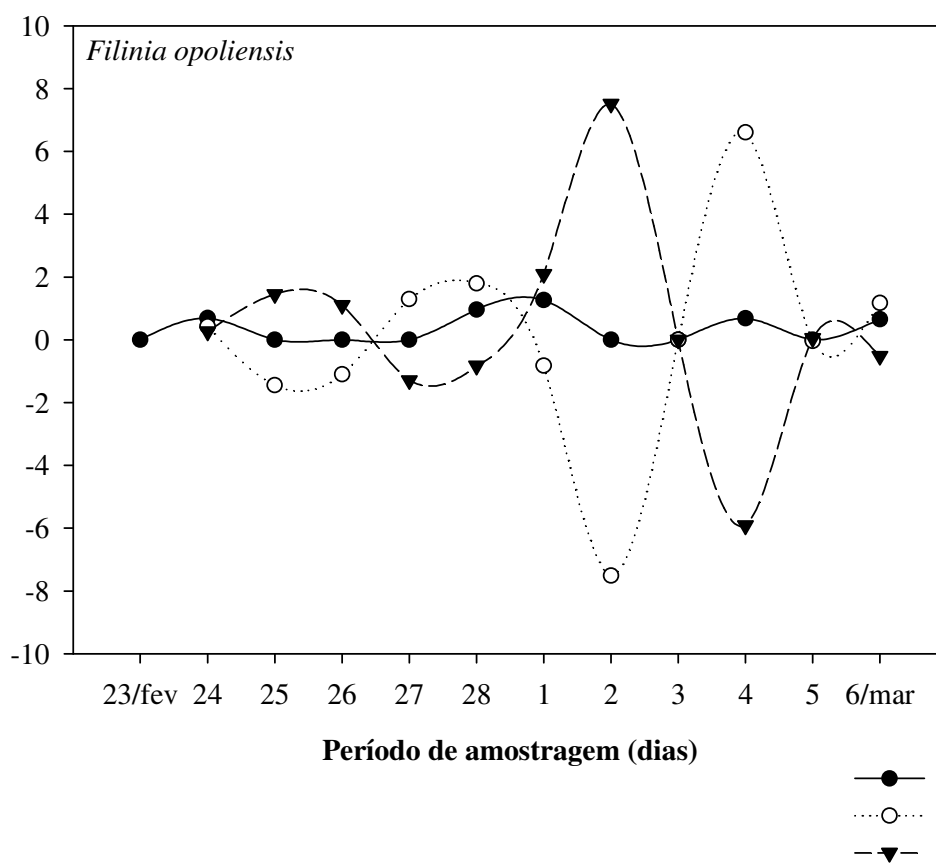
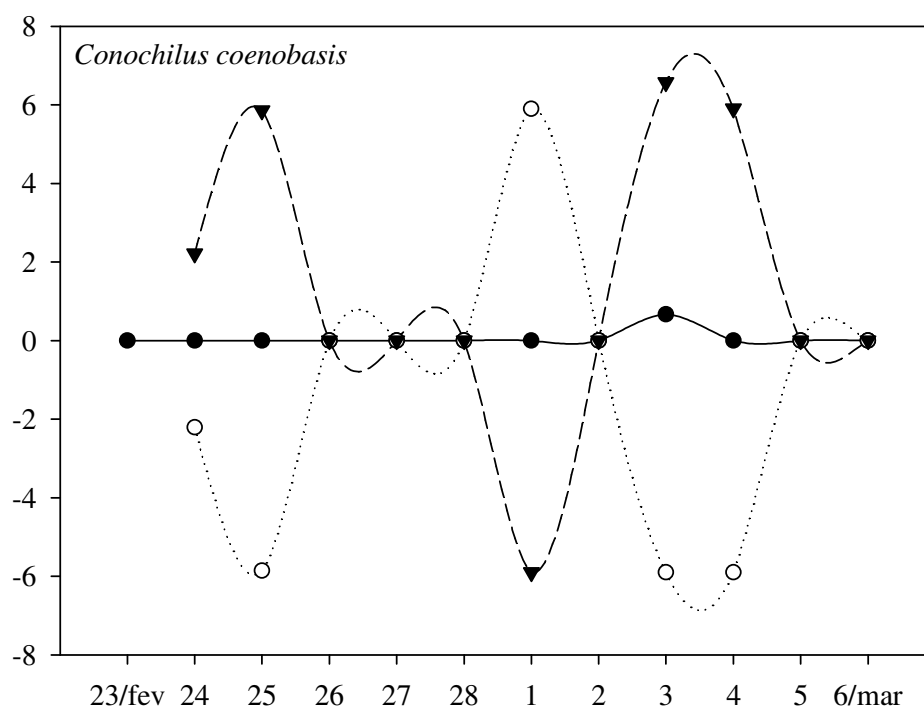
—●— b
○..... r
 -▼- d

Anexo 41. Taxas de nascimento (b), instantâneas de crescimento (r) e de mortalidade (d), das espécies *Polyarthra vulgaris* e *Synchaeta pectinata* na Lagoa Poço das Pedras, de 05 a 16 de abril de 2010, na estação chuvosa.

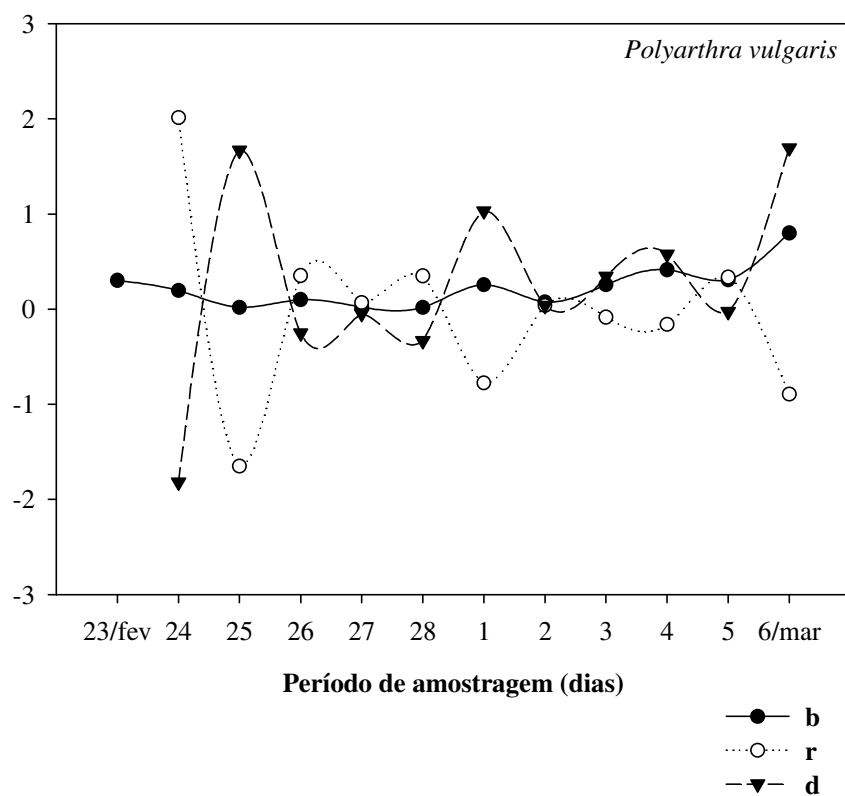


—●— b
○..... r
 -▼- d

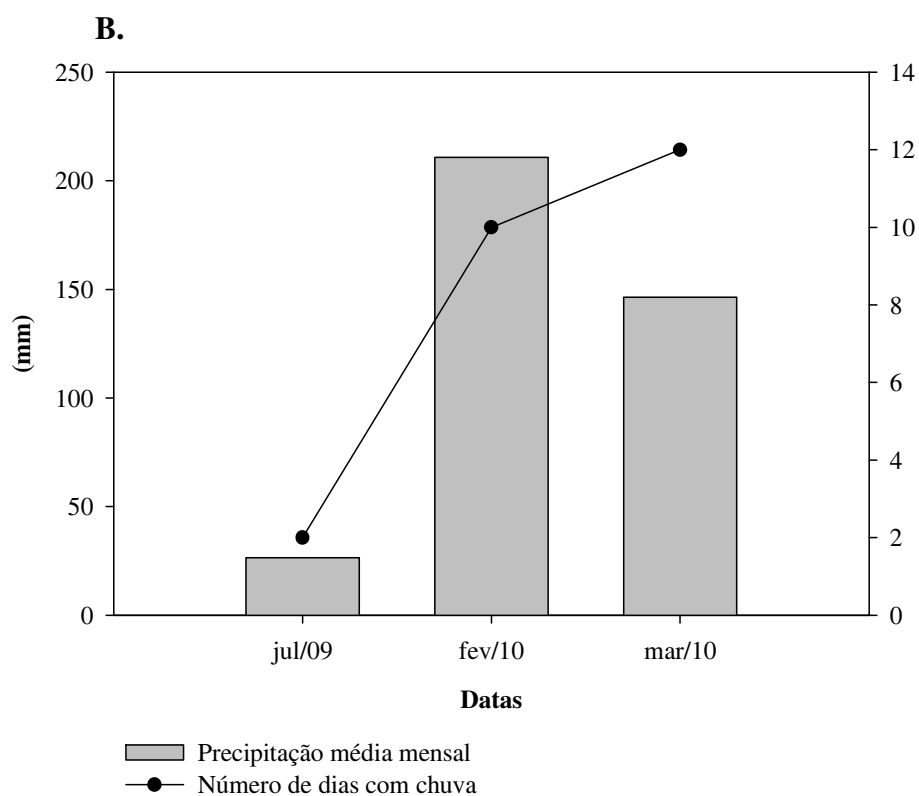
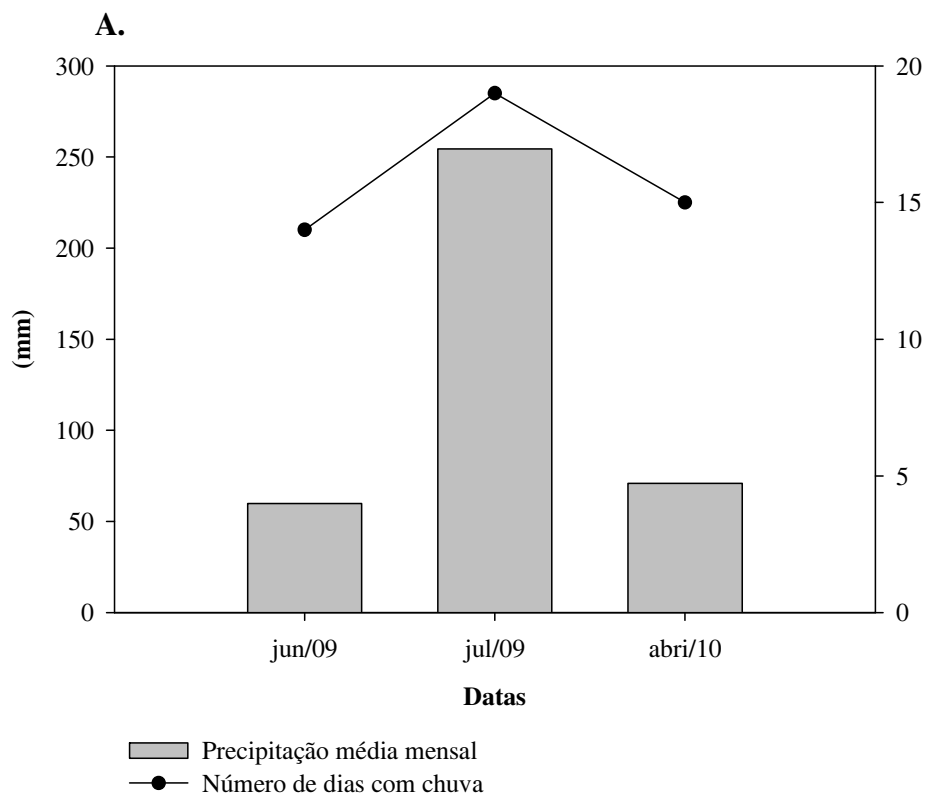
Anexo 42. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Anuraeopsis fissa* e *Keratella americana* no Açude de Onda Verde, de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010, na estação chuvosa.



Anexo 43. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), das espécies *Conochilus coenobasis* e *Filinia opoliensis* no Açude de Onda Verde, de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010, na estação chuvosa.



Anexo 44. Taxas de nascimento (**b**), instantâneas de crescimento (**r**) e de mortalidade (**d**), da espécie *Polyarthra vulgaris* no Açude de Onda Verde, de 23 de fevereiro a 06 de março de 2010, na estação chuvosa.



Anexo 45. Precipitação média mensal (mm) e número de dias com chuva na Lagoa Poço das Pedras, nos meses de coletas nas estações seca de 2009 e chuvosa de 2010 (A.), e no Açude de Onda Verde nos meses de coletas nas estações seca de 2009 e chuvosa de 2010 (B.).
Fonte: CIIAGRO