

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS
SÃO JOSÉ DO RIO PRETO, SP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

THIAGO MOTTA DE OLIVEIRA

**USO DE HÁBITAT, MICRO-HÁBITAT E COEXISTÊNCIA COM PREDADORES EM
TAXOCENOSSES DE GIRINOS DE ANUROS NO NOROESTE PAULISTA**

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO INSTITUTO
DE BIOCÊNCIAS LETRAS E CIÊNCIAS
EXATAS DA UNIVERSIDADE ESTADUAL
PAULISTA PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE
MESTRE EM BIOLOGIA ANIMAL.

ORIENTADORA: PROF^a. DRA. DENISE DE CERQUEIRA ROSSA FERES

2008

Agradecimentos

- **A DEUS, pela direção, oportunidade e presença;**
- **À Prof^a. Dra. Denise de Cerqueira Rossa Feres pela orientação, paciência e por todo o crescimento profissional proporcionado;**
- **Às Prof^{as}. Dras. LÍlian Casatti e Maria Stela M. C. Noll, pela contribuição no exame geral de qualificação;**
- **Aos que auxiliaram no trabalho de campo: Carlos (Bioterista), Denise, Diogo, Edenir, Felipe, Tiago Vasconcelos (T), Vitão, e principalmente ao Fausto, Thaise, Thiago Tognolo, pelo auxílio na maioria das coletas;**
- **À Prof^a Dra. Neusa Taroda Ranga pelo auxílio na identificação da vegetação dos corpos d'água e aos Biólogos Renato Araujo Braz e Roselene Silva Costa Ferreira (Depto Zoologia e Botânica – IBILCE) pela identificação dos peixes;**
- **Ao pessoal do laboratório: Fausto, Nandão, Vitão, Diogo, pelo convívio, auxílio e discussões sobre girinos, análises estatísticas, fé, futebol, entre outros;**
- **Ao Biólogo Diogo Borges Provete pela correção do Abstract e pelas fotos dos corpos d'água;**
- **À minha família pelo apoio de várias formas em todas as etapas deste trabalho.**

Sumário

Resumo.....	1
Abstract.....	2
Introdução.....	3
Material e Métodos.....	6
Resultados.....	11
Discussão.....	14
Conclusões.....	20
Referências Bibliográficas.....	21
Figuras e Tabelas.....	28
Anexos.....	45

RESUMO

A predação exerce forte impacto na composição e na estrutura das comunidades de girinos, mas a coexistência entre girinos e predadores pode ser mediada pela complexidade do hábitat. A influência de predadores e de características estruturais do hábitat e do micro-hábitat na composição e na estrutura de comunidades de girinos foi analisada em seis corpos d'água no município de Palestina, SP, em matriz agropastoril na região noroeste paulista, uma das áreas mais desmatadas do estado. Ao contrário do resultado esperado devido à homogeneidade estrutural dos corpos d'água, a maioria das 14 espécies analisadas apresentou partilha no uso de hábitat, o que resultou em alta diversidade beta. Esse resultado pode ser devido à pressão de predação por peixes, pois a riqueza de espécies foi negativamente correlacionada com a presença de peixes, que excluíram girinos, na grande maioria, de espécies nectônicas. A vegetação parece ter um papel importante na mediação da coexistência de girinos e predadores, pois entre os dois corpos d'água com peixes predadores, a maior abundância de girinos nectônicos foi registrada no corpo d'água com vegetação de maior complexidade arquitetônica e, além disso, em todos os corpos d'água a maior abundância de girinos nectônicos foi registrada nos micro-hábitats com vegetação abundante. Correspondente a isso, a maioria dos girinos de Hylidae de hábito nectônico foi associada ao gradiente de porcentagem de vegetação, enquanto os girinos da família Leiuperidae, que possuem hábito bentônico, foram associados à profundidade, evidenciando que espécies de guildas diferentes são influenciadas por diferentes características dos corpos d'água. A abundância dos predadores invertebrados não influenciou a riqueza de espécies e a abundância total de girinos e a única relação registrada foi a correlação negativa entre a abundância de girinos de *Dendropsophus minutus* e de indivíduos de Belostomatidae. No presente estudo, a interação entre a presença de peixes predadores, a ocupação de micro-hábitat pelos girinos (posição na coluna d'água) e a presença de vegetação foram os fatores determinantes da composição e estrutura das comunidades.

ABSTRACT

Predation has a great impact on both composition and structure of anuran larvae communities, but coexistence between tadpoles and predators can be mediated by habitat structural complexity. The influence of predators, habitat and microhabitat structural complexity on the structure of tadpole communities was analyzed in six farm ponds in a pastureland in northwestern region of São Paulo State, one of the most deforested areas in the State. The ponds were very structurally homogeneous, however the habitat partition among the species was high, differing from the expected and resulting in a high beta diversity. We regard this result to the high predation pressure exerted by predatory fishes, since the species richness was negatively correlated with the presence of fishes, which excluded the majority of nektonic tadpole species. The aquatic vegetation seems to have an important role in mediating the coexistence of predatory fishes and tadpoles, because from the two water bodies with predatory fishes, the great abundance of nektonic tadpoles was recorded in the pond bearing the most structurally complex vegetation. In addition, in all sampled water bodies, the nektonic tadpoles were more abundant in microhabitats with abundant vegetation. As a consequence, the majority of nektonic tadpoles of the family Hylidae were associated with the vegetation gradient, while the benthonic tadpoles of Leiuperidae were associated with depth, showing that distinct habitat features influence tadpoles from different guilds. The abundance of invertebrate predators neither influenced the species richness nor the total abundance of tadpoles, and the only negative correlation was found between tadpoles of *Dendropsophus minutus* and Belostomatidae. In the present study, the interaction among fishes, microhabitat use (water column position), and the presence of aquatic vegetation were key factors in determining the structure and composition of communities.

1. INTRODUÇÃO

A elevada diversidade da anurofauna brasileira é representada atualmente por 804 espécies, algumas delas com distribuição restrita a biomas específicos (SBH, 2008). Os anfíbios estão sofrendo declínios e extinções em escala mundial (Wake, 1991; Bosch, 2003) e entre as principais causas desse declínio global estão a destruição e fragmentação de seus habitats através do desflorestamento, da conversão para áreas de cultivo de monoculturas e do desenvolvimento de infra-estrutura e urbanização (Young *et al.*, 2001; Guery & Hunter, 2002; Silvano & Segalla, 2004). A fragmentação de habitat pode levar a alterações nas taxocenoses de anuros com perda, substituição e acréscimo de espécies (Tocher *et al.*, 1997).

Poucos estudos têm analisado a influência de características do micro-habitat sobre a distribuição de girinos. No sudeste do estado de São Paulo, a partilha no uso de micro-habitat foi um mecanismo importante na coexistência dos girinos das espécies que apresentaram alta sobreposição no uso de habitat, principalmente nos habitats com maior heterogeneidade (Rossa-Feres & Jim, 1996). Em ambientes imprevisíveis, como em rios próximos a áreas costeiras, sujeitos a constante alteração no regime das marés e que apresentam alterações bruscas na velocidade do fluxo de água, Haramura (2007) observou a associação dos girinos de *Buergeria japonica* com micro-habitats com menor velocidade de correnteza e temperaturas elevadas. Eterovick & Barata (2006) observaram o uso seletivo de micro-habitat pelos girinos, que evitaram micro-habitats de pequena profundidade com forte correnteza em riachos na Serra do Caraça. Por outro lado, em riachos permanentes e temporários com variação na velocidade da correnteza, na profundidade e no tipo de substrato, a ocorrência dos girinos não foi associada a micro-habitats específicos (Eterovick & Barros, 2003). Em poças temporárias na região noroeste paulista, a maioria dos girinos utilizou micro-habitats de profundidade rasa e com vegetação (Rossa-Feres, 1997; Prado, 2006), enquanto em uma poça permanente de maior dimensão, os girinos foram registrados em profundidades maiores (Prado, 2006). Em poças permanentes, Candeira (2007) registrou maior abundância de girinos nas áreas alagadas associadas a esses corpos d'água, locais em que não ocorrem peixes, ou no próprio corpo d'água mas, neste caso, associados à vegetação herbácea emergente. A pequena quantidade de informações sobre a ecologia da maioria das espécies conhecidas de anfíbios (Silvano & Segalla, 2004), realça a importância de

conhecer os padrões de uso de micro-habitat e os fatores que influenciam a distribuição dos girinos nos corpos d'água.

Os predadores exercem forte efeito na composição e riqueza de espécies de anuros e vários estudos têm associado a redução na riqueza de espécies com a introdução de predadores (Cruz & Rebelo, 2005; Cruz *et al.*, 2006). A predação, principalmente por peixes, é um dos fatores bióticos de maior influência na estrutura de comunidades de girinos (Heyer *et al.*, 1975), pois a ocorrência de peixes em corpos d'água permanentes, mesmo em baixa densidade, exerce forte pressão de predação sobre as populações de girinos (Rieger *et al.*, 2004). Estudando comunidades em áreas ripárias da Bacia do Médio Rio Paraná, Peltzer & Lajmanovich (2004) registraram que a riqueza de predadores potenciais aumentou com a duração do corpo d'água, e a maior riqueza de girinos ocorreu em corpos d'água temporários que tiveram menor riqueza de predadores em comparação com os corpos d'água permanentes. Na Serra do Caraça, Eterovick & Barata (2006) encontraram uma associação negativa entre a riqueza de espécies e a abundância de predadores invertebrados (Belostomatidae e Odonata) em riachos. Na Amazônia central, Hero *et al.* (2001) registrou diferença na composição de espécies em diferentes corpos d'água, influenciada pela distribuição heterogênea de predadores e pelo grau de vulnerabilidade dos girinos.

A coexistência entre girinos e predadores pode ser mediada por mecanismos antipredação, como impalatabilidade a peixes predadores (Kats *et al.*, 1988; Hero *et al.*, 2001), uso diferencial de micro-habitat (Cruz & Rebelo, 2005), alterações morfológicas (espessura da musculatura caudal, padrão de coloração) (McIntyre *et al.*, 2004) e comportamentais (grau de atividade, uso de refúgios) (Pearl *et al.*, 2003; Kiesecker *et al.*, 1996; Caldwell *et al.*, 1980) em resposta à presença de predadores que reduzem a taxa predação. Entre as respostas induzidas pela presença de predadores, há maior plasticidade nas alterações comportamentais, que são reversíveis, em relação às morfológicas que são induzidas através de um longo período de exposição à presença constante do predador (Relyea, 2001). A complexidade estrutural também influencia a coexistência entre girinos e predadores, sendo que a associação dos girinos de algumas espécies com micro-habitats de maior complexidade estrutural, reduz a taxa de predação ao dificultar a visibilidade da presa ou limitar o forrageamento dos predadores (Kopp *et al.*, 2006; Hews, 1995). Babbitt & Tanner (1998) testaram em experimentos de

laboratório, a influência da complexidade do hábitat no impacto da predação de girinos por larvas de Odonata, manipulando o tamanho dos predadores e a quantidade de vegetação em aquários. Segundo os autores, a complexidade estrutural deve mediar a interação predador-presa, pois a maior sobrevivência de girinos na presença dos maiores predadores foi registrada nos tratamentos estruturalmente mais complexos. Entretanto a eficiência do uso de refúgios difere conforme o comportamento do predador. Em poças artificiais com diferentes micro-hábitats (fundo sem areia, fundo coberto por areia e vegetação herbácea ereta), girinos e predadores (larvas de Dytiscidae) não demonstraram preferência por nenhum dos micro-hábitats, ao contrário do padrão observado quando mantidos separados em diferentes poças (Formanowicz & Bobka, 1989). Como larvas de Dytiscidae são predadores com comportamento de busca ativa, orientadas quimicamente, o constante deslocamento das presas parece ser o mecanismo mais eficiente para evitar a predação (Formanowicz & Bobka, 1989).

A compreensão dos fatores que regulam a diversidade de espécies em comunidades de girinos passa, necessariamente, pela verificação da influência da predação e das características estruturais do ambiente (hábitat e do micro-hábitat) sobre a estrutura das comunidades. Esse conhecimento poderá embasar medidas de conservação da anurofauna na região noroeste paulista, uma das áreas menos estudada e a mais desmatada do estado (SMA/IF, 2005), considerada prioritária para a realização de inventários (Rodrigues *et al.*, 2008; Rossa-Feres *et al.*, 2008). Nesse contexto, os objetivos do presente estudo foram: 1) determinar a estrutura de comunidades de girinos, verificando a influência de características estruturais e fisionômicas dos corpos d'água na riqueza de espécies e na abundância populacional, e 2) investigar os efeitos de predadores (peixes e invertebrados) sobre o uso de hábitat e de micro-hábitat por girinos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área, habitats e micro-habitats amostrados

Este estudo foi desenvolvido no município de Palestina (20°23'24"S 49°25'59,16"W), na região noroeste paulista. A vegetação da região é caracterizada pela grande quantidade de pequenos fragmentos isolados (SMA/IF, 2005) e os levantamentos da anurofauna já realizados indicam a forte associação, no período reprodutivo, com corpos d'água em áreas de formação vegetal aberta (Rossa-Feres & Jim, 2001; Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005; Santos *et al.*, 2007). O clima dessa região é sazonal, com uma estação quente e úmida, entre outubro e março, que recebe 85% da precipitação pluviométrica anual e uma pronunciada estação seca, que recebe apenas 15% da precipitação total anual de cerca 1.250 mm (CIAGRO). Com isso, há maior disponibilidade de corpos d'água durante a estação chuvosa, os quais comportam maior riqueza e abundância de anuros (Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005; Santos *et al.*, 2007).

Foram amostrados seis corpos d'água (Tabela 1), cinco permanentes e um temporário:

- Açude Permanente 1 (AP1 – Figura 1A): possui área de 1800 m², localizado em área de pastagem, próximo a um seringal (50 m) e distante de um fragmento de mata (2500 m). A vegetação emergente é constituída principalmente por Poaceae, concentrada próximo às margens.

- Açude Permanente 2 (AP2 – Figura 1B): possui área de 750 m², localizado em área de pastagem com uma das margens na borda de um pequeno fragmento de mata ciliar de um córrego. Possui pouca vegetação no interior, constituída principalmente por Cyperaceae e uma pequena quantidade de Poaceae em uma das margens.

- Açude Permanente 3 (AP3 – Figura 1C): possui área de 450 m², localizado na borda de um fragmento de mata ciliar (Rio Turvo) com uma área de pastagem. Possui a maior parte da superfície recoberta por Pontederiaceae e pequenos agrupamentos de Poaceae próximos às margens.

- Açude Permanente 4 (AP4 – Figura 1D): possui área de 400 m², localizado em área de pastagem e distante cerca de 400 m de um fragmento de mata (mata ciliar do Rio Turvo). A vegetação no interior é constituída por Poaceae, concentrada próximo às margens e por macrófitas na área central.

- Açude Permanente 5 (AP5 – Figura 1E): possui área de 500 m², localizado à 10 m de um pequeno fragmento de mata ciliar. O entorno é constituído por pastagem e no interior do corpo d'água a vegetação é constituída por Poaceae, distribuída pela maior parte do corpo d'água e macrófitas na área central, formando uma cobertura vegetal densa.

- Açude Temporário 1 (AT1 – Figura 1F): possui área de 2500 m², localizado em área de pastagem e próximo (10 m) a um fragmento de mata ciliar. A vegetação é constituída principalmente por Poaceae distribuída por todo o corpo d'água. Reteve água por 11 meses durante o período de amostragem.

Os micro-habitats foram caracterizados com base em dois descritores ambientais, subdivididos em categorias:

- Profundidade: (3) rasa (1-10 cm), (2) intermediária (11-20 cm), (1) profunda (> 20 cm);
- Quantidade de vegetação: (1) pouca (0-20%) e (2) abundante (> 50%) vegetação.

As combinações desses descritores permitem definir seis tipos de micro-habitats: raso sem vegetação (RSV), raso com vegetação (RCV), com profundidade intermediária sem vegetação (ISV), com profundidade intermediária com vegetação (ICV), profunda sem vegetação (FSV) e profunda com vegetação (FCV). Cada um desses seis tipos de micro-habitat era amostrado uma vez em cada corpo d'água, totalizando 36 amostragens a cada visita.

2.2 Métodos de amostragem

As coletas foram realizadas no período de setembro de 2006 a agosto de 2007, com frequência quinzenal durante a estação chuvosa (setembro a março) e mensal durante a estação seca (abril a agosto), sendo iniciadas entre 8 e 11 h e encerradas entre 18 e 20 h.

Para amostrar os girinos e predadores invertebrados nos diferentes tipos de micro-habitats foi utilizado o método de Crump (1982), adaptado por Rossa-Feres (1997), no qual é utilizado um cilindro de metal (70 cm de altura x 32 cm de diâmetro) com as extremidades abertas para delimitar o micro-habitat a ser amostrado. Em cada amostragem foi empregada a seguinte seqüência:

- 1) O micro-habitat a ser amostrado era escolhido a distância;

- 2) após a aproximação ao micro-habitat selecionado era aguardado um intervalo de três minutos para reduzir a perturbação na distribuição dos girinos e, então, o cilindro de metal era abaixado rapidamente até o fundo do corpo d'água;
- 3) era verificada a existência de aberturas entre o cilindro e o fundo do corpo d'água, causada pela presença de galhos e pedras, por onde os girinos pudessem escapar. Se alguma abertura fosse detectada, a amostragem era cancelada e um novo micro-habitat era selecionado;
- 4) não existindo aberturas, os girinos e predadores eram coletados do interior do cilindro com o auxílio de um puçá pequeno (18 x 10 cm) de tela de arame, com malha de 3 mm²;
- 5) a coleta era encerrada após o intervalo de 3 minutos sem que nenhum girino ou invertebrado fossem coletados.

Esta metodologia também possibilitou registrar a presença de peixes, mas esse registro foi complementado por observação direta.

Os girinos foram fixados e conservados em formalina a 10%, e identificados segundo Rossa-Feres & Nomura (2006). Os peixes foram fixados em formalina a 10%, conservados em álcool 70% e identificados pelos especialistas Roselene Silva Costa Ferreira (Bióloga, Depto. de Zoologia e Botânica, UNESP/S.J. do Rio Preto, SP) e Renato Braz Araujo (Doutorando, UNESP/Jaboticabal, SP). Os invertebrados foram fixados e conservados em álcool 70%, e identificados segundo Costa *et al.* (2006). Os girinos e invertebrados foram depositados na Coleção Científica de Anfíbios – Girinos e os peixes foram depositados na Coleção Científica de Peixes, do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP, Campus de São José do Rio Preto, SP.

2.3. Análise dos dados

2.3.1. Estrutura das comunidades e uso de habitat e micro-habitat

A diversidade alfa em cada corpo d'água foi determinada pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener e a diversidade beta (diferença na composição de espécies entre os corpos d'água) pelo inverso do índice de similaridade de Jaccard ($1 - C_J$) (Krebs, 1999), ambos calculados no programa computacional PAST 1.80 (Hammer *et al.*, 2001).

O uso de hábitat e de micro-hábitat foi verificado pela determinação da amplitude e da sobreposição de nicho. A amplitude de nicho foi determinada para o uso de hábitat (corpos d'água) e de micro-hábitats por corpo d'água, pela aplicação do índice de Levins padronizado (B_A ; Krebs, 1999). A partir da distribuição dos dados de amplitude de nicho, foram consideradas generalistas no uso de hábitat e de micro-hábitat, as espécies com $B_A \geq 0,5$ e especialistas aquelas com $B_A < 0,1$; as demais foram consideradas com amplitude de nicho intermediária. Para verificar se a amplitude de nicho para uso de micro-hábitat é relacionada com a abundância das populações de girinos, ou seja, se girinos com populações abundantes têm maior amplitude de nicho foi aplicado o teste de correlação de Spearman (Zar, 1999). A sobreposição no uso de hábitat e de micro-hábitat foi determinada pela aplicação do índice de similaridade de Bray-Curtis (B), com posterior análise de agrupamento pelo método de média não ponderada (Krebs, 1999), no programa computacional BioDiversity Professional (McAleece, 1997). Essas análises foram aplicadas nas matrizes de abundância total de girinos de cada espécie por corpo d'água e de abundância de girinos por tipo de micro-hábitat em cada corpo d'água (Anexo 1).

A existência de relação entre a abundância de girinos e os descritores de micro-hábitat foi verificada por Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Ter Braak, 1986), no programa computacional Past 1.80 (Hammer *et al.*, 2001). A CCA relaciona uma matriz ambiente/espécies, onde cada ambiente tem valores de uma ou mais variáveis ambientais (como temperatura, profundidade, etc). Os eixos de ordenação são combinações lineares de variáveis ambientais e a CCA é, então, um exemplo de análise de gradiente direto, onde o gradiente das variáveis ambientais é conhecido *a priori* e a abundância das espécies é considerada resposta a esses gradientes (Hammer *et al.*, 2001). A extensão das setas no gráfico é interpretada como a força da correlação entre a variável ambiental e a abundância das espécies, portanto, setas longas representam maior influência na comunidade e as espécies plotadas mais próximo e no final de determinada seta são as que sofrem maior influência da variável em questão (Ter Braak & Smilauer 2002). Para essa análise, foram utilizadas as categorias dos descritores de micro-hábitat (item 2.1) e os dados de abundância de girinos por tipo de micro-hábitat em cada corpo d'água (Anexo 1).

A influência da pluviosidade e da temperatura do ar (CIIAGRO) na riqueza de espécies de anuros foi verificada por meio do teste de regressão linear múltipla (Zar, 1999), efetuado no programa computacional Bioestat 3.0 (Ayres *et al.*, 2003), considerando as temperaturas médias mensais mínimas e máximas e o volume de precipitação pluviométrica acumulado no período de 30 dias antecedentes à data da coleta.

Para todas as análises de similaridade, o grau de representatividade das matrizes nos dendrogramas foi determinado pelo coeficiente de correlação cofenético (r), sendo considerados adequados os dendrogramas com valores de $r \geq 0,8$ (Rohlf, 2000). A sobreposição foi considerada alta quando os valores de similaridade foram superiores a 70%.

2.3.2. Influência de predadores no uso de micro-habitat por girinos

Para verificar se os predadores influenciam o número de espécies de anuros na fase larvária, a relação entre a riqueza de espécies e a presença de peixes nos corpos d'água foi verificada pela aplicação do teste de correlação de Spearman (r_s ; Zar, 1999). Além disso, como girinos nectônicos ocupam a mesma posição na coluna d'água que as espécies de peixes predadores registradas nos corpos d'água amostrados (*Hoplias malabaricus* e *Erythrinus erythrinus*, Erythrinidae; J.P. Serra com. pessoal), verificamos se a presença desses predadores influencia mais fortemente a abundância dos girinos nectônicos em comparação com os bentônicos. Para isso, a média da abundância de girinos nectônicos e bentônicos em corpos d'água com e sem peixes predadores foi comparada pelo teste de Wilcoxon (z) para amostras pareadas (Zar, 1999), com 100.000 aleatorizações pelo teste de Monte Carlo. A posição ocupada pelos girinos na coluna d'água foi inferida a partir de características morfológicas, como a posição dos olhos (dorsal em girinos bentônicos, e lateral nos nectônicos), o formato do corpo (corpo deprimido dorso-ventralmente em girinos bentônicos e comprimido lateralmente em girinos nectônicos) e a altura das nadadeiras (baixas em girinos bentônicos e altas nos nectônicos) (Altig & Johnston, 1989). Para os girinos nectônicos, a presença de vegetação abundante pode ter um papel importante na mediação da pressão de predação (*e.g.* Kopp *et al.*, 2006) e, conseqüentemente, na coexistência com predadores. Para verificar se girinos foram mais abundantes nos micro-habitats com maior quantidade de vegetação, foi aplicado o teste t de Student para amostras

pareadas (Zar, 1999) sobre os dados de abundância dos girinos em micro-habitats com pouca e com vegetação abundante. Para essa análise foram considerados girinos das espécies que ocorreram em, no mínimo, três tipos de micro-habitat.

A coexistência entre os girinos e os predadores invertebrados mais abundantes nos corpos d'água amostrados foi verificada pela determinação: i) da sobreposição temporal entre girinos e predadores pelo índice de similaridade de Bray – Curtis (Krebs, 1999); ii) da sobreposição entre girinos e predadores no uso de habitat pelo índice de similaridade de Bray – Curtis, e de micro-habitat pelo índice de similaridade de Jaccard; iii) da influência da abundância dos predadores sobre a abundância populacional dos girinos de cada espécie, pelo teste de regressão linear múltipla (Zar, 1999); e iv) da influência de cada predador separadamente sobre a abundância dos girinos de cada espécie, pelo teste de regressão linear simples (Zar, 1999). Os testes de regressão foram efetuados no programa computacional Bioestat 3.0 (Ayres *et al.*, 2003).

Para verificar se a abundância de predadores invertebrados restringe: i) o uso de habitat, influenciando a riqueza de espécies nos corpos d'água; ii) e de micro-habitat, influenciando a amplitude de nicho dos girinos de cada espécie, que ocorreu em dois ou mais corpos d'água; foi aplicado o teste de correlação de Spearman (Zar, 1999) utilizando os dados de riqueza de espécies e amplitude de nicho em relação à abundância de predadores invertebrados, respectivamente, efetuado no programa computacional PAST 1.80 (Hammer *et al.*, 2001).

3. RESULTADOS

3.1. Distribuição temporal e diversidade

Nas 18 amostragens realizadas foram coletados 1316 girinos de 15 espécies pertencentes a quatro famílias, 1551 predadores invertebrados pertencentes a seis famílias e 4 exemplares de duas espécies de peixes predadores da família Erythrinidae. A riqueza de espécies não foi correlacionada com a temperatura do ar (temperatura média mínima: $t = 1,18$, $p = 0,26$; temperatura máxima: $t = 1,56$, $p = 0,14$). Houve correlação apenas entre a riqueza de espécies e a pluviosidade ($t = 2,65$; $p = 0,02$) (Figura 2) com as maiores riqueza de espécies e abundância total registradas na estação chuvosa (Tabela 2, Anexo 2) e dessa forma, as análises da estrutura de comunidades de girinos foram restritas a

essa estação. Os girinos de sete espécies (cerca de 50%) ocorreram durante curtos períodos de tempo (entre 1 e 3 meses) e apenas os girinos de uma espécie (*Dendropsophus minutus*) foram registrados durante todo o período de amostragem (Figura 2). Os girinos mais abundantes na estação chuvosa foram os de *Scinax fuscovarius*, *Physalaemus cuvieri*, *D. minutus* e *Dendropsophus nanus* (Tabela 2) e os predadores invertebrados registrados em maior abundância foram Libellulidae (Odonata) e Belostomatidae (Heteroptera) (Tabela 3).

O maior índice de diversidade foi registrado no corpo d'água temporário sem peixes predadores, que apresentou grande quantidade de cobertura vegetal (AT1), seguido pelos demais corpos d'água permanentes sem peixes predadores (AP1, AP3 e AP4) (Tabela 4). Os menores índices de diversidade (Tabela 4) foram registrados nos corpos d'água que apresentaram peixes predadores (AP2 e AP5, Tabela 3) e em um corpo d'água sem peixes predadores, mas com vegetação constituída por macrófitas flutuantes (Pontederiaceae, AP3, Tabela 1).

Cerca de 50% (7) das possíveis combinações de pares de corpos d'água (15), apresentaram valores elevados de diversidade beta (Tabela 5), que foram registrados principalmente na comparação entre corpos d'água com (AP2 e AP5) e sem peixes predadores (AP1, AP3, AP4 e AT1). O corpo d'água AP2 apresentou diferença na composição de espécies em comparação com todos os demais corpos d'água. O corpo d'água AP5, que possui vegetação com maior complexidade arquitetônica que o AP2 (Tabela 1), diferiu na composição de espécies apenas com dois dos quatro corpos d'água sem peixes predadores (AP3 e AT1) e com o AP2 (Tabela 5).

3.2. Distribuição espacial e coexistência com predadores

Apenas 21% (n = 3) dos girinos das 14 espécies ocorreram em todos os corpos d'água e 43% (n = 6) ocorreram em até três dos seis corpos d'água amostrados (Tabela 2). A análise de similaridade no uso de hábitat pelos girinos demonstra que houve partilha entre as espécies, sendo que seis espécies (43%) apresentaram alta sobreposição, estando distribuídas em três agrupamentos (Figura 3): 1) *Scinax similis* e *Scinax fuscumarginatus*, espécies com baixa abundância na área amostrada, mas que foram mais abundantes no corpo d'água temporário (AT); 2) *Eupemphix nattereri* e *Dendropsophus elianeae*, que ocorreram em corpos d'água com vegetação predominante constituída por Poaceae (AP4

e AT1); e 3) *Physalaemus cuvieri* e *Dendropsophus nanus*, espécies muito abundantes na área amostrada, e que foram mais abundantes no corpo d'água temporário (AT). Quando considerados o uso de hábitat e de micro-hábitat conjuntamente (Figura 4), o grau de partilha entre as espécies aumentou (86%, n = 14 espécies), com alta sobreposição apenas os girinos de *Physalaemus cuvieri* e *Dendropsophus nanus*, que pertencem a guildas ecomorfológicas distintas (bentônico e nectônico, respectivamente).

Girinos da maioria (57%, n = 8) das espécies tiveram amplitude de nicho intermediária para uso de hábitat (corpos d'água), seguida pelos girinos especialistas (29%, 4 espécies) (Tabela 6). Poucos girinos (14%, 2 espécies) foram generalistas no uso de corpos d'água (Tabela 6). Dos girinos das 12 espécies que ocorreram em mais que um corpo d'água, dez espécies apresentaram amplitude de nicho diferente para uso de micro-hábitat nos diferentes corpos d'água onde ocorreram. Apenas os girinos de *Eupemphix nattereri* e de *Dendropsophus minutus* apresentaram a mesma amplitude de nicho em todos os corpos d'água: os primeiros foram especialistas e os de *D. minutus* apresentaram amplitude de nicho intermediária (Tabela 6). Girinos de apenas quatro (33%) espécies foram generalistas em pelo menos um dos corpos d'água onde ocorreram (Tabela 6). Não houve correlação entre a amplitude de nicho e a abundância dos girinos (Tabela 7).

Em cinco dos seis corpos d'água, a proporção de espécies com hábito nectônico foi igual ou maior que a de girinos com hábito bentônico (Tabelas 2 e 8). A única exceção foi o corpo d'água AP2, onde ocorreu o peixe predador *Hoplias malabaricus*, no qual a proporção de girinos bentônicos foi maior que a de girinos nectônicos (Tabelas 2 e 8). Houve correlação negativa entre a riqueza de espécies e a presença de peixes ($r_s = -0,85$; $p=0,03$) e a abundância de espécies com hábito nectônico foi maior nos corpos d'água sem peixes predadores ($z = 2,028$, $p=0,04$, Tabela 9). Além disso, entre os dois corpos d'água com peixes predadores (Tabela 3), a maior abundância total de girinos foi registrada no AP5, que apresentou vegetação de maior complexidade estrutural (Poaceae, Figura 1E) que o AP2 (Typhaceae, Figura 1B).

De modo geral, houve baixa sobreposição espacial e temporal no uso de hábitat e de micro-hábitat entre girinos e predadores invertebrados (Figuras 4, 5, e 6). Girinos de *P. cuvieri* e Belostomatidae ocorreram nos mesmos corpos d'água, e girinos de *D. minutus* e Belostomatidae ao

mesmo tempo (Figura 4), mas com maior abundância em corpos d'água diferentes (Figura 5, Tabelas 2 e 3). Correspondente a esses resultados, nem a riqueza de espécies nem a amplitude de nicho para uso de micro-habitat foram correlacionadas com a abundância de predadores invertebrados (riqueza: $r_s = -0,32$, $p = 0,68$; Tabela 10). Ainda, considerando o efeito dos predadores invertebrados em conjunto, a abundância de Belostomatidae e Libellulidae não foi correlacionada com a abundância populacional dos girinos de cada espécie nos corpos d'água (Tabela 11). Por outro lado, considerando a influência de cada um destes predadores separadamente, a abundância dos girinos de *Dendropsophus minutus* e de *Pseudopaludicola* aff. *saltica* apresentaram correlação negativa com a abundância de Belostomatidae e de Libellulidae, respectivamente (Tabela 12).

O descritor de micro-habitat porcentagem de vegetação teve maior influência na distribuição espacial das espécies (Tabela 13, Figura 8). A distribuição dos girinos de *Physalaemus cuvieri*, *Physalaemus marmoratus*, *P.* aff. *saltica*, *Trachycephalus venulosus* e *Eupemphix nattereri* foi influenciada principalmente pelo descritor profundidade e os girinos de *D. minutus*, *Dendropsophus elianeae*, *Dermatonotus muelleri*, *Pseudis platensis* e *Scinax fuscomarginatus* foram associados ao descritor porcentagem de vegetação (Figura 8, Tabela 14). De modo geral, a distribuição dos girinos da família Leiuperidae foi associada ao gradiente profundidade no uso de micro-habitat (Figura 8), sendo que os girinos ocorreram em micro-habitats de profundidade baixa e intermediária, e a maioria dos girinos da família Hylidae foi influenciada pelo gradiente porcentagem de vegetação (Figura 8), estando associados a micro-habitats com maior porcentagem de vegetação (Anexo 2). Girinos de *Dendropsophus nanus*, *Hypsiboas raniceps*, *Scinax fuscovarius* e *Scinax similis* não foram associados a nenhum dos descritores de micro-habitat analisados (Figura 8), apesar dos girinos de *D. nanus* e *H. raniceps* terem ocorrido em maior abundância nos micro-habitats com vegetação (Tabela 14).

4. DISCUSSÃO

A heterogeneidade ambiental tem sido reconhecida como uma das melhores explicações para a variação na diversidade de espécies (Huston, 1994). Diversos estudos com comunidades de anuros indicam que ambientes com maior heterogeneidade estrutural, que possibilitam a partilha de habitat (Cardoso *et al.*, 1989; Brandão & Araújo, 1998; Conte & Rossa-Feres, 2007) e de micro-habitat

(Rossa-Feres & Jim, 1996; Pombal, 1997; Bertoluci & Rodrigues, 2002), possibilitam a coexistência de um número maior de espécies de anuros que ambientes homogêneos. A região noroeste do estado de São Paulo sofreu uma rápida e desordenada expansão urbana e agrícola, com grave comprometimento ambiental sendo atualmente considerada uma das áreas mais impactadas do estado (IPT, 2000). Estudos desenvolvidos nessa região (Rossa-Feres & Jim, 2001; Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005; Santos et al., 2007) demonstram que a baixa heterogeneidade ambiental decorrente da paisagem agropastoril e do clima com pronunciada estação seca e imprevisibilidade no mês de início da estação chuvosa, limitam as possibilidades de partilha espacial e temporal em comunidades de anuros. Assim, era esperada uma alta sobreposição espacial entre as espécies, como registrado em dez corpos d'água na mesma região por Vasconcelos & Rossa-Feres (2005), o que não ocorreu. No pequeno conjunto de corpos d'água (seis) amostrados no presente estudo, surpreendentemente houve baixa sobreposição entre as espécies e a diversidade beta foi elevada. Santos *et al.* (2007) também registraram elevada diversidade beta entre oito corpos d'água na mesma região. Esses resultados contraditórios demonstram que, apesar do relativo grande número de estudos desenvolvidos na região (Rossa-Feres & Jim, 2001; Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005; Santos *et al.*, 2007; Candeira, 2007; Silva & Rossa-Feres, 2007; Silva, 2007), ainda não há uma compreensão do padrão de diversidade de anuros regional. Entretanto, um possível denominador pode ser a pressão de mortalidade por fatores abióticos (dessecação) e bióticos (predação) sobre os girinos. Os resultados presentemente obtidos indicam que a elevada diversidade beta foi determinada pela pressão de predação por peixes, que diminuiu a riqueza de espécies nos corpos d'água com peixes predadores. De acordo com a hipótese do distúrbio intermediário (Connell, 1978), ao longo de um gradiente de hidroperíodo (efêmero – permanente) os corpos d'água com hidroperíodo intermediário têm sido associados às maiores riquezas de espécies devido à exclusão dos peixes durante a seca anual dessas poças (Babbitt & Tanner, 2000). Esse resultado foi registrado em outros estudos desenvolvidos na região noroeste do Estado de São Paulo (Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005; Santos *et al.*, 2007). Santos *et al.* (2007) explicaram o registro de maior riqueza de girinos em corpos d'água temporários de longa duração (que retiveram água por mais de 6 meses) em Santa Fé do Sul, SP, devido ao menor conflito existente entre o risco de dessecação e de predação (*sensu* Beebee, 1996), pois esses corpos d'água retêm água por

período de tempo suficiente para o desenvolvimento dos girinos, possuem menor abundância de predadores invertebrados e não sustentam populações de peixes predadores ou essas são menos abundantes que em corpos d'água permanentes. No presente estudo, a diferença na composição de espécies e na abundância populacional de girinos entre os corpos d'água com e sem peixes predadores foi influenciada pela posição que os girinos ocuparam na coluna d'água: a riqueza e abundância populacional de girinos nectônicos foi menor nos corpos d'água com peixes. Uma hipótese para explicar esse padrão seria que o uso dos mesmos micro-habitats que os peixes predadores, reduz a taxa de sobrevivência dos girinos, como já verificado experimentalmente em macrocosmo por Cruz & Rebelo (2005) e por Eklov & Halvarsson (2000).

Por outro lado, a influência da complexidade estrutural sobre a riqueza regional de espécies não é ainda bem compreendida. Candeira (2007) amostrou 12 corpos d'água em Icém, SP, e verificou que o hidroperíodo, a profundidade e a complexidade da vegetação foram os descritores ambientais que mais influenciaram a riqueza de espécies na fase larvária, explicando 60,5% da variância total da ocorrência das espécies. Por outro lado, dos sete descritores ambientais dos oito corpos d'água amostrados em Santa Fé do Sul, SP, por Santos *et al.* (2007), apenas o hidroperíodo foi positivamente correlacionado com a riqueza de espécies, e Vasconcelos & Rossa-Feres (2005) concluíram que a riqueza de espécies em 10 corpos d'água em Nova Itapirema, SP, não foi relacionada com os descritores ambientais dos corpos d'água. No presente estudo, a maioria dos girinos da família Leiuperidae ocorreu em micro-habitats de profundidade rasa e os girinos da família Hylidae em micro-habitats com vegetação. A associação dos girinos com diferentes descritores ambientais pode ser associada à elevada homogeneidade morfológica das espécies de cada família, pois os girinos das espécies de Leiuperidae registrados nos corpos d'água amostrados são bentônicos e os girinos de oito das nove espécies de Hylidae registrados são nectônicos. Eterovick & Fernandes (2001) registraram que a diversidade morfológica das espécies pertencentes às famílias Leptodactylidae e Hylidae determinou o padrão de sobreposição no uso de micro-habitat em riachos na Serra do Cipó, com maior sobreposição entre os girinos da família Leptodactylidae que apresentam menor diversidade morfológica. Candeira (2007) também registrou, entre 12 corpos d'água amostrados na região noroeste paulista, maior abundância de girinos nectônicos de três espécies (*Scinax fuscovarius*, *Trachycephalus*

venulosus e *Dermatonotus muelleri*) em um corpo d'água com alta porcentagem de cobertura vegetal. A associação dos girinos nectônicos com a vegetação demonstra a influência da vegetação na estrutura das comunidades. Esses resultados ressaltam a importância do macro-habitat na conservação da anurofauna regional, ao indicar que diferenças sutis na estrutura e na complexidade estrutural dos corpos d'água representam diferenças importantes para os anuros, pois as espécies de diferentes guildas são influenciadas por diferentes descritores ambientais. Dessa forma, a manutenção da diversidade de anuros na região noroeste paulista depende da conservação de um grande número de corpos d'água, já que as diferenças estruturais entre eles são pequenas e não facilmente detectadas.

A vegetação pode também mediar a coexistência com predadores nos corpos d'água, por constituir refúgio que pode ser usado pelos girinos como abrigo contra predadores (*e.g.*, Folsom & Collins 1984; Rozas & Odum, 1988) ou por diminuir o sucesso de forrageamento dos predadores, dificultando a detecção visual e captura das presas (*e.g.* Crowder & Cooper, 1982; Babbitt & Tanner, 1988; Kopp *et al.*, 2006). Kopp *et al.* (2006) registraram redução na taxa de predação de girinos nectônicos (*D. minutus* e *Scinax curicica*) por barata d'água (*Belostoma oxyparium* – Belostomatidae) na presença de vegetação. No presente estudo, os girinos de 75% (*D. elianae*, *D. minutus*, *D. nanus*, *H. raniceps*, *P. paradoxa* e *S. fuscomarginatus*) das nove espécies nectônicas ocorreram apenas ou preponderantemente em micro-habitats com vegetação abundante na maioria dos corpos d'água, o que pode garantir menor taxa de predação dessas espécies por predadores invertebrados (Belostomatidae e ninfas de Odonata). Apesar do pequeno número de réplicas não possibilitar a verificação da hipótese que pressão de predação seja mediada pela arquitetura da vegetação, entre os dois corpos d'água com peixes predadores (AP2 e AP5), a abundância de girinos foi maior no corpo d'água com vegetação de maior complexidade (Poaceae, no corpo d'água AP5). Baber & Babbitt (2004) observaram que a interação entre a presença de vegetação e o comportamento dos girinos (grau de atividade) interferiu na detecção pelo peixe predador (*Gambusia holbrooki*). Girinos de *Gastrophryne carolinensis*, que foram menos ativos que os de *Hyla squirella*, apresentaram maior taxa de sobrevivência na presença do predador com o aumento da complexidade estrutural do habitat (quantidade de vegetação).

Como esperado pela alta diversidade beta registrada, apesar da pequena distância (10 m a 4000 m) entre os corpos d'água, apenas girinos de duas das 14 espécies foram generalistas para uso de

hábitat. Também no uso de micro-hábitat, apenas girinos de quatro espécies foram generalistas em algum dos corpos d'água onde ocorreram. Um pequeno número de espécies generalistas no uso de corpos d'água e de micro-hábitats foi registrado em comunidades de girinos de outras localidades. Santos *et al.* (2007) registraram que os girinos apresentaram menor amplitude de nicho que os adultos, ocorrendo em menor número de corpos d'água em área aberta no noroeste paulista. Eterovick & Barata (2006) registraram poucas espécies generalistas (40%, n = 5) no uso de micro-hábitat em riachos permanentes na Serra do Caraça, MG. Esses resultados contrariam a hipótese apresentada por Levins (1968), em que espécies de ambientes instáveis ou alterados pelo homem como os presentemente estudados, tendem a apresentar maior amplitude no uso de recursos. Por outro lado, os resultados obtidos para anuros adultos de área aberta na região noroeste paulista, por Vasconcelos & Rossa-Feres (2005) e para girinos de riacho na Serra do Cipó, MG, por Eterovick & Barros (2003), reforçam a hipótese pois, no primeiro caso a sobreposição espacial entre as espécies foi elevada, indicando grande amplitude no uso de corpos d'água e, no segundo caso, a variação das características dos riachos (velocidade da correnteza, profundidade, tipo de substrato e quantidade de matéria orgânica) resultante do padrão imprevisível na distribuição das chuvas favoreceu espécies com maiores amplitudes de nicho para uso de micro-hábitat. Uma possibilidade é que a fase larval dos anuros seja mais sensível que os adultos à mortalidade por diversos fatores, tanto bióticos (predação; Azevedo-Ramos & Magnusson, 1999; Hero *et al.*, 1998, 2001; Santos *et al.*, 2007) quanto abióticos (dessecação, poluição; Wilbur, 1977; Bridges, 1999; Relyea, 2005; Santos *et al.*, 2007).

A variação intra-específica na amplitude de nicho para uso de micro-hábitat foi grande para a maioria das espécies, indicando que os girinos utilizaram em proporções diferentes os micro-hábitats disponíveis em cada corpo d'água. Essa variação pode refletir a disponibilidade dos micro-hábitats em cada corpo d'água ou a influência de fatores abióticos, como porcentagem de oxigênio dissolvido e de outros fatores bióticos, como disponibilidade de alimento. Como essas variáveis não foram determinadas para cada micro-hábitat, não foi possível verificar essa hipótese.

A abundância de predadores invertebrados não influenciou a riqueza de espécies nem a abundância total dos girinos. Apesar da correlação negativa entre a abundância dos girinos de *Pseudopaludicola* aff. *saltica* e das naiades de Libellulidae, esse resultado não tem significado

ecológico no conjunto de corpos d'água amostrados devido a partilha temporal entre esses organismos. Por outro lado, a importância ecológica da correlação negativa entre as abundâncias dos girinos de *Dendropsophus minutus* e Belostomatidae é reforçada pela alta sobreposição temporal entre eles. A pequena influência da predação por invertebrados na estrutura das comunidades de girinos amostradas (restrita aos girinos de uma única espécie), difere do encontrado em riachos na Serra do Caraça, onde a abundância de predadores invertebrados influenciou de forma negativa a riqueza de espécies de anuros nos corpos d'água (Eterovick & Barata, 2006). Uma possível explicação para esses diferentes resultados pode ser a menor proporção de vegetação aquática em riachos quando comparados com poças, o que diminui a quantidade de áreas de refúgio para os girinos.

Na região noroeste paulista, a riqueza de espécies na fase larvária tem sido correlacionada com os fatores climáticos pluviosidade (Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005; Santos *et al.*, 2007) e temperatura média do ar (Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005). No presente estudo, a riqueza de espécies foi correlacionada apenas com a pluviosidade. Esse é um resultado esperado, pois nessa região é comum o registro de temperaturas elevadas ao longo de quase todo o ano (CIAGRO) e as espécies de anuros dessa região são dependentes de água para a reprodução (modos reprodutivos nº 1, 4, 11 e 30; Haddad & Prado, 2005).

No presente estudo, a interação entre a presença de peixes predadores, a ocupação de micro-habitat pelos girinos (posição na coluna d'água) e o tipo e quantidade de vegetação nos corpos d'água foram fatores importantes na determinação da composição e estrutura das comunidades.

6. CONCLUSÕES

- A riqueza de espécies foi correlacionada com a pluviosidade mensal.
- As espécies apresentaram partilha espacial no uso de hábitat, o que resultou em alta diversidade beta, diferindo do padrão geral da região noroeste paulista.
- A pressão de predação por peixes contribuiu para a elevada diversidade beta registrada, ao excluir girinos, na grande maioria de hábito nectônico, influenciando a riqueza de espécies e a abundância populacional nos corpos d'água.
- Os girinos de hábito nectônico foram registrados em maior abundância nos corpos d'água sem peixes e em micro-hábitats com vegetação, sustentando a hipótese que a coexistência entre girinos e predadores é mediada pela vegetação.
- Poucas espécies apresentaram alta sobreposição temporal e espacial com predadores invertebrados: *Dendropsophus minutus* e Belostomatidae, *Physalaemus cuvieri* e Belostomatidae.
- A abundância populacional dos predadores invertebrados não influenciou a riqueza de espécies nem a abundância total dos girinos e apenas a abundância dos girinos de *D. minutus* foi negativamente correlacionada com a de predadores invertebrados (Belostomatidae).
- Girinos de poucas espécies foram generalistas no uso de hábitat e de micro-hábitat, e a variação intra-específica na amplitude de nicho para uso de micro-hábitat foi grande para a maioria das espécies.
- As espécies das famílias Hylidae e Leiuperidae foram associadas a diferentes descritores de micro-hábitat: a maioria dos girinos de Hylidae de hábito nectônico foi associada à porcentagem de vegetação e os girinos da família Leiuperidae (que possuem hábito bentônico) foram associados ao gradiente de profundidade da coluna d'água.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALTIG, R. & JOHNSTON, G.F. 1989. Guilds of anuran larvae: relationship among developmental modes, morphologies, and habitats. **Herpetological Monographs** 3: 81-109.
- AZEVEDO-RAMOS, C.; MAGNUSSON, W.E. & BAYLISS, P. 1999. Predation as the key factor structuring tadpole assemblages in a Savanna area in Central Amazônia. **Copeia** (1): 22-33.
- AYRES, M.; AYRES JR, M.; AYRES, D.L. & SANTOS, A.S. 2003. Bioestat 3.0. **Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Sociedade Civil de Mamirauá. Belém, 291p.
- BABBITT, K.J. & TANNER, G.W. 1998. Effects of cover and predator size on survival and development of *Rana utricularia* tadpoles. **Oecologia** 114: 258-262.
- BABBITT, K.J. & TANNER, G. W. 2000. Effects of cover and predator size on survival and development of *Rana utricularia* tadpoles. **Oecologia** 114(2): 258- 262.
- BABER, M. J. & BABBITT, K.J. 2004. Influence of complexity on predator-prey interactions between the fish (*Gambusia holbrooki*) and tadpoles of *Hyla squirella* and *Gastrophryne carolinensis*. **Copeia** (1): 173-177.
- BEEBEE, T. J. C. 1996. **Ecology and conservation of amphibians**. Chapman & Hall. London, 213 p.
- BERTOLUCI, J. & RODRIGUES, M.T. 2002. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia** 23: 161-167.
- BOSCH, J. 2003. Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. **Munibe** (16): 56-73.
- BRANDÃO, R.A. & ARAUJO, A.F.B. 1998. **A herpetofauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas**. In: Marinho-Filho, J.; Rodrigues, F. & Guimarães, M. (eds.). Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas. História Natural e Ecologia em um Fragmento de Cerrado do Brasil Central. SEMATEC/IEMA, Brasília.
- BRIDGES, C.M. 1999. Effects of a pesticide on tadpole activity and predator avoidance behavior. **Journal of Herpetology** 33(2): 303-306.
- CALDWELL, J.P.; THORP, J.H. & JERVEY, T.O. 1980. Predator-prey relations among larval dragonflies, salamanders, and frogs. **Oecologia** 46(3): 285-289.

- CANDEIRA, C.P. 2007. **Estrutura de comunidades e influência da heterogeneidade ambiental na diversidade de anuros em área de pastagem no sudeste do Brasil**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, UNESP, São José do Rio Preto - SP, 118 p.
- CARDOSO, A.J., ANDRADE, G.V. & HADDAD, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Biologia** 49(1): 241-249.
- CIIAGRO - Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. Instituto Agrônomo do estado de São Paulo. www.ciiagro.sp.gov.br.
- CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, 192: 1302-1310.
- CONTE, C.E. & ROSSA-FERES, D.C. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta de Araucária no sudeste do Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia** 24 (4): 1025-1037.
- COSTA, C. *et al.* 2006. **Insetos imaturos. Metamorfose e identificação**. Holos. Ribeirão Preto, 249 p.
- CROWDER, K.L. & COOPER, W.E. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. **Ecology** 63(6): 1802-1813.
- CRUMP, M.L. 1982. **Amphibian reproductive ecology on the community level**. In: Scott Jr., N.J. (Ed.) Herpetological Communities. United States Department of the Interior, Washington, D.C., *Wildlife Research Report* 13: 21-36.
- CRUZ, M.J. & REBELO, 2005. Vulnerability of Southwest Iberian amphibians to an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*. **Amphibia-Reptilia** (26): 293-303.
- CRUZ, M.J.; PASCOAL, S.; TEJEDO, M. & REBELO, R. 2006. Predation by na exotic crayfish, *Procambarus clarkii*, on natterjack toad, *Bufo calamita*, embryos: its role on the exclusion of this amphibian from its breeding ponds. **Copeia** (2): 274-280.
- EKLÖV, P. & HALVARSSON, C. 2000. The trade-off between foraging activity and predation risk for *Rana temporaria* in different food environments. **Canadian Journal of Zoology** 78(5): 734-739.

- ETEROVICK, P.C. & FERNANDES, G.W. 2001. Tadpole distribution within montane meadow streams at the Serra do Cipó, southeastern Brazil: ecological or phylogenetic constraints? **Journal of Tropical Ecology** 17: 683-693.
- ETEROVICK, P.C. & BARATA, I.M. 2006. Distribution of tadpoles within and among Brazilian streams: the influence of predators, habitat size and heterogeneity. **Herpetologica** 62(4): 365-377.
- ETEROVICK, P.C. & BARROS, I. S. 2003. Niche occupancy in the south-eastern Brazilian tadpole communities in montane-meadow streams. **Journal of Tropical Ecology** 19: 439-448.
- FOLSOM, T.C. & COLLINS, N.C. 1984. The diet and foraging behavior of the larval dragonfly *Anax junius* (Aeshnidae), with an assessment of the role of refuges and prey activity. **Oikos** 42:105-113.
- FORMANOWICZ JR, D.R. & BOBKA, M.S. 1989. Predation risk and microhabitat preference: an experimental study of the behavioral responses of prey and predator. **American Midland Naturalist** 121(2): 379-386.
- GUERRY, A.D. & HUNTER, M.L., JR. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forest and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. **Conservation Biology** 16(3): 745-754.
- HADDAD, C.F.B. & PRADO, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frog and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience** 55(3): 207-217.
- HARAMURA, T. 2007. Microhabitat selection by tadpoles of *Burgeria japonica* inhabiting the coastal area. **Journal of Ethology** 25: 3-7.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2005. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. Versão 1.37. **Palaeontologica Electronica** 4(1): 1-9.
- HEWS, D. K. 1995. Overall predator feeding rates and relative susceptibility of large and small tadpoles to fish predation depend on microhabitat: a laboratory study. **Journal of Herpetology** 29(1): 142-145.
- HERO, J.M.; MAGNUSSON, W.E.; ROCHA, C.F.D. & CATERALL, C.P. 2001. Antipredator defenses influence the distribution of amphibian prey species in the central Amazon Rain Forest. **Biotropica** 33(1): 131-141.

- HEYER, W.R.; McDIARMID, R.W. & WEIGMANN, D.L. 1975. Tadpoles, predation and pond habitats in tropics. **Biotropica** 7(2): 100-111.
- HUSTON, M.A. 1994. **Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes**. Cambridge, University Cambridge, 681 p.
- IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo. 2000. **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia São José dos Dourados – Relatório nº 40675 – Minuta**. CD-Rom.
- KATS, L.B.; PETRANKA, J.W. & SIH, A. 1988. Antipredator defenses and the persistence of amphibian larvae with fishes. **Ecology** 69(6): 1865- 1870.
- KIESECKER, J.M.; CHIVERS, D.P. & BLAUSTEIN, A.R. 1996. The use of chemical cues in predator recognition by western toad tadpoles. **Animal Behaviour** 52(6): 1237-1245.
- KREBS, C.J. 1999. **Ecological Methodology**. 2nd ed. Menlo Park: Addison Wesley Longman. 620 p.
- KOPP, K.; WACHLEVSKI, M. & ETEROVICK, P.C. 2006. Environmental complexity reduces predation by water bugs. **Canadian Journal of Zoology** 84(1): 136-140.
- LEVINS, R. 1968. Evolution in changing environments, some theoretical explorations. **Monographs in Population Biology** 2: 1-120.
- McALEECE, N. 1997. **BioDiversity Professional Beta**. The Natural History Museum & The Scottish Associations for Marine Science.
- McINTYRE, P.B.; BALDWIN, S. & FLECKER, A.S. 2004. Effects of behavioral and morphological plasticity on risk of predation in an neotropical tadpole. **Oecologia** 141: 130-138.
- PEARL, C.A.; ADAMS, M.J.; SCHUYTEMA, G.S. & NEBECKER, A.V. 2003. Behavioral responses of anuran larvae to chemical cues of native and introduced predators in the Pacific Northwestern United States. **Journal of Herpetology** 37(3): 572- 576.
- PELTZER, M. & LAJMANOVICH, R.C. 2004. Anuran tadpole assemblages in riparian areas of the Middle Paraná River, Argentina. **Biodiversity and Conservation** 13: 1833-1842.
- POMBAL, J. P., JR. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 57(4): 583-594.

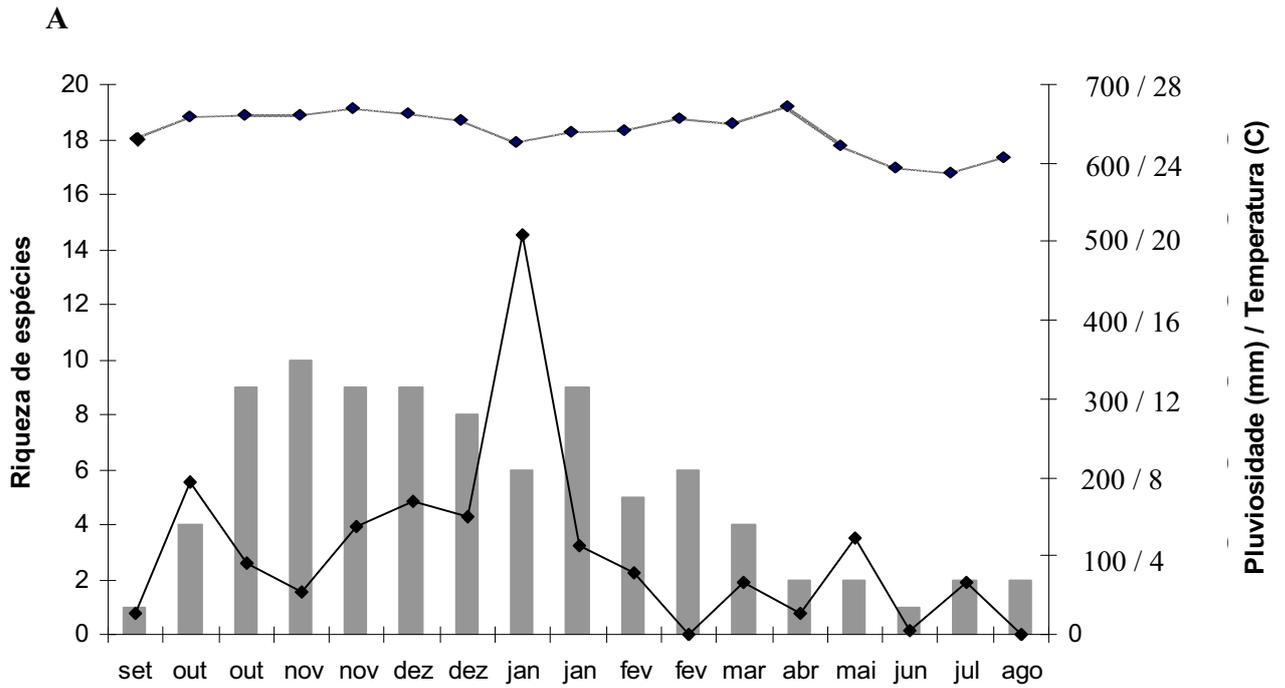
- PRADO, V.H.M. 2006. **Similaridade ecológica em comunidades de girinos (Amphibia, Anura): o papel de componentes históricos (filogenéticos e contemporâneos (ecológicos))**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, UNESP, São José do Rio Preto - SP, 146 p.
- RELYEA, R.A. 2001. Morphological and behavioral plasticity of larval anurans in response to different predators. **Ecology** 82(2): 523-540.
- RELYEA, R.A. 2005. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. **Ecological Applications** 15(2): 618-627.
- RIEGER, J.F.; BINCKLEY, C.A. & RESETARITS JR, W.J. 2004. Larval performance and oviposition site preference along a predation gradient. **Ecology** 85(8): 2094-2099.
- RODRIGUES, R.R. 2008. **Diretrizes para a conservação da biodiversidade no Estado de São Paulo**. Instituto de Botânica/FAPESP, São Paulo, 245 p.
- ROHLF, F.J. 2000. **NTSYS 2.1: Numerical Taxonomic and Multivariate Analysis System**. Exeter Software. New York.
- ROSSA-FERES, D.C. 1997. **Ecologia de uma comunidade de anfíbios anuros da região noroeste do estado de São Paulo: micro-habitat, sazonalidade, dieta e nicho multidimensional**. Tese de Doutorado. UNESP, Rio Claro - SP, 178 p.
- ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 1996. Distribuição espacial em comunidades de girinos na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). **Revista Brasileira de Biologia** 56(2): 309-316.
- ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 2001. Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidade de anfíbios anuros na região noroeste do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia** 18(2): 439-454.
- ROSSA-FERES, D.C. & NOMURA, F. 2006. Characterization and taxonomic key for tadpoles (Amphibia, Anura) from the northwestern region of São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica** 6(1) <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstract?identification+key+bn00706012006>. ISSN 1676-0603.

- ROSSA-FERES, D.C.; MARTINS, M.; MARQUES, O.A.V.; MARTINS, I.A.; SAWAYA, R.J. & HADDAD, C.F.B. 2008 (*in press*). **Herpetofauna**. In: Ricardo Ribeiro Rodrigues *et al.* Diretrizes para a conservação da biodiversidade no Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, FAPESP.
- ROZAS, L.P. & ODUM, W.E. 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. **Oecologia** 7: 101-106.
- RUBBO, M.J.; MIRZA, R.S.; BELDEN, L.K.; FALKENBACH, J.J.; STORRS, S.I. & KIESECKER, J.M. 2006. Evaluating a predator-prey interaction in the field: The interaction between beetle larvae (predator) and tadpoles (prey). **Journal of Zoology** 269(1): 1-5.
- SANTOS, T.G.; ROSSA-FERES, D.C. & CASSATI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. **Iheringia** 97(1): 37-49.
- SBH - Sociedade Brasileira de Herpetologia 2008. **Brazilian amphibians – List of species**. Sociedade Brasileira de Herpetologia. <http://www.sbherpetologia.org.br>. Último acesso em 15/07/2008.
- SEMA/IF – Secretaria de Meio Ambiente/Instituto Florestal do estado de São Paulo, 2005. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. Imprensa Oficial.
- SILVA, F.R. & ROSSA-FERES, D.C. 2007. Uso de fragmentos por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. **Biota Neotropica** 7 (2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn03707022007>.
- SILVA, R.A. 2007. **Influência da heterogeneidade ambiental na diversidade, uso de habitat e bioacústica de anuros de área aberta no noroeste paulista**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, UNESP, São José do Rio Preto - SP, 97 p.
- SILVANO, D.L. & SEGALLA, M.V. 2004. Conservation of Brazilian Amphibians. **Conservation Biology** 19(3): 653-658.
- TER BRAAK, C.J.F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology** 67(5): 1167-1179.

- TER BRAAK, C.J.F & SMILAUER, P. 2002. **CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for Canonical Community Ordination (version 4.5)**. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 500 p.
- TOCHER, M.D.; GASCON, C. & ZIMMERMAN, B. 1997. **Fragmentation effects on a Central Amazonian frog community: a ten-year study**. In: Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, 124-137 p.
- VASCONCELOS, T.S. & ROSSA-FERES, D.C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo. **Biota Neotropica** 5(2) <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN01705022005>.
- ZAR, J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. New Jersey, Prentice Hall, 663p.
- YOUNG, B.E; LIPS, K.R.; REASER, J.K.; IBÁÑEZ, R.; SALAS, A.W.; CEDENO, J.R.; COLOMA, L.A.; SANTIAGO, R.; LA MARCA, E.; MEYER, J.R.; MUNOZ, A.; BOLANOS, F.; CHAVES, G. & ROMO, D. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin América. **Conservation Biology** 15:1213-1223.
- WAKE, D.B. 1991. Declining amphibian populations. **Science** 250: 860.
- WILBUR, H.M. 1987. Regulation of structure in complex systems: experimental temporary pond communities. **Ecology** 68(5): 1437-1452.



Figura 1. Corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a agosto de 2007. AP: Açudes Permanentes, AT: Açude Temporário.



B

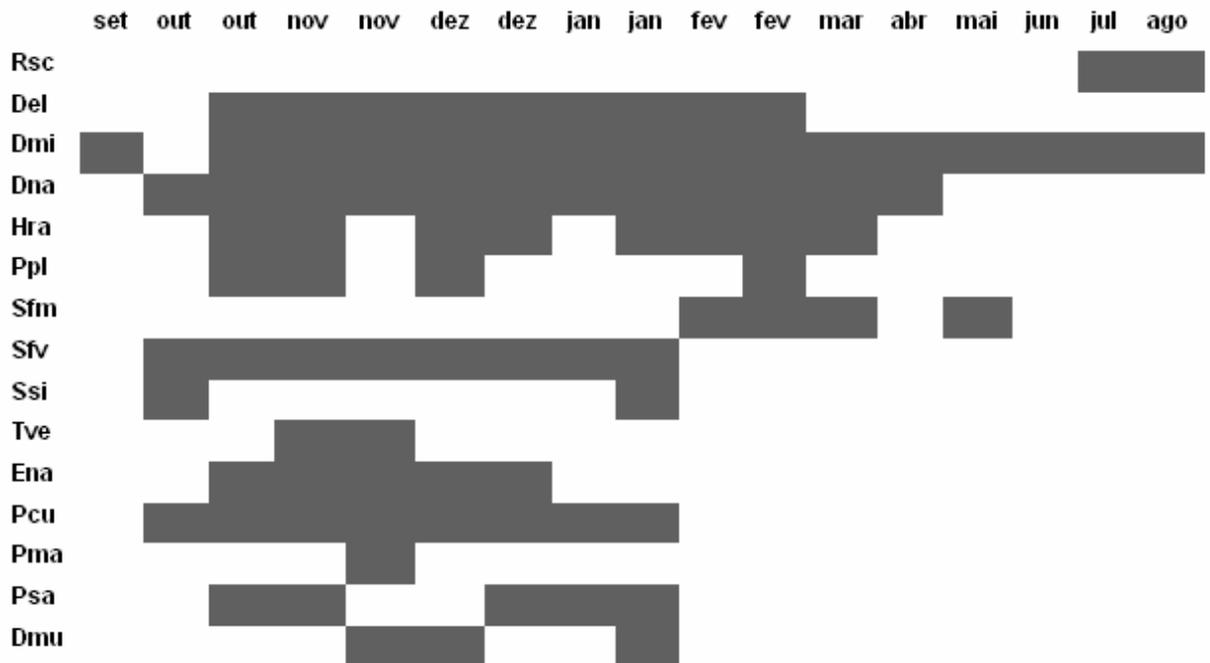


Figura 2. A) Parâmetros climáticos, temperatura (linha superior) e pluviosidade (linha inferior) e B) ocorrência mensal dos girinos das espécies de anuros registradas nos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a agosto de 2007. Rsc = *R. schneideri*; Del: *D. elianeae*; Dmi = *D. minutus*; Dmu = *D. muelleri*, Dna = *D. nanus*; Ena = *E. nattereri*; Hra = *H. raniceps*; Pcu = *P. cuvieri*; Pma = *P. marmoratus*; Ppl = *P. platensis*; Psa = *Pseudopaludicola* aff. *saltica*; Sfm = *S. fuscomarginatus*; Sfv = *S. fuscovarius*; Ssi = *S. similis*; Tve = *T. venulosus*.

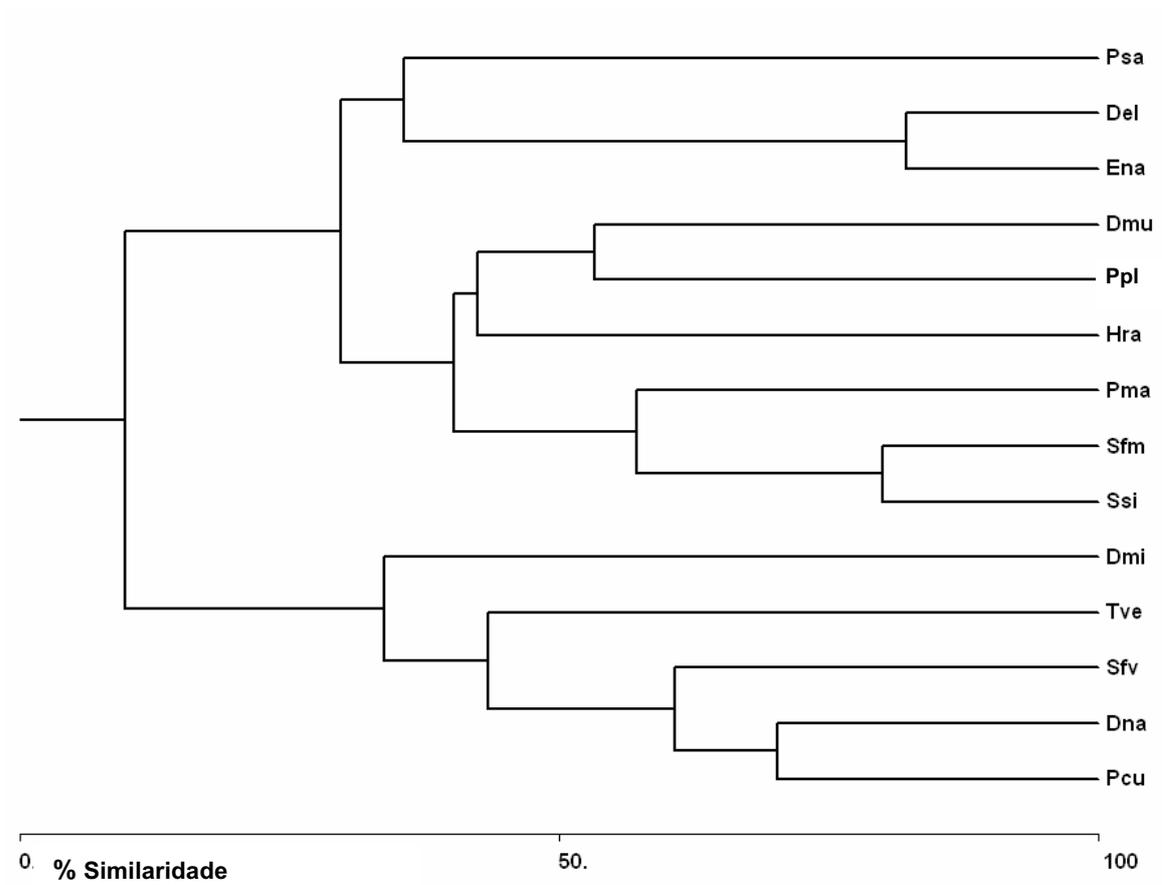


Figura 3. Similaridade no uso de hábitat entre os girinos das espécies de anuros registradas nos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007 (Bray-Curtis, $r = 0,92$). Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

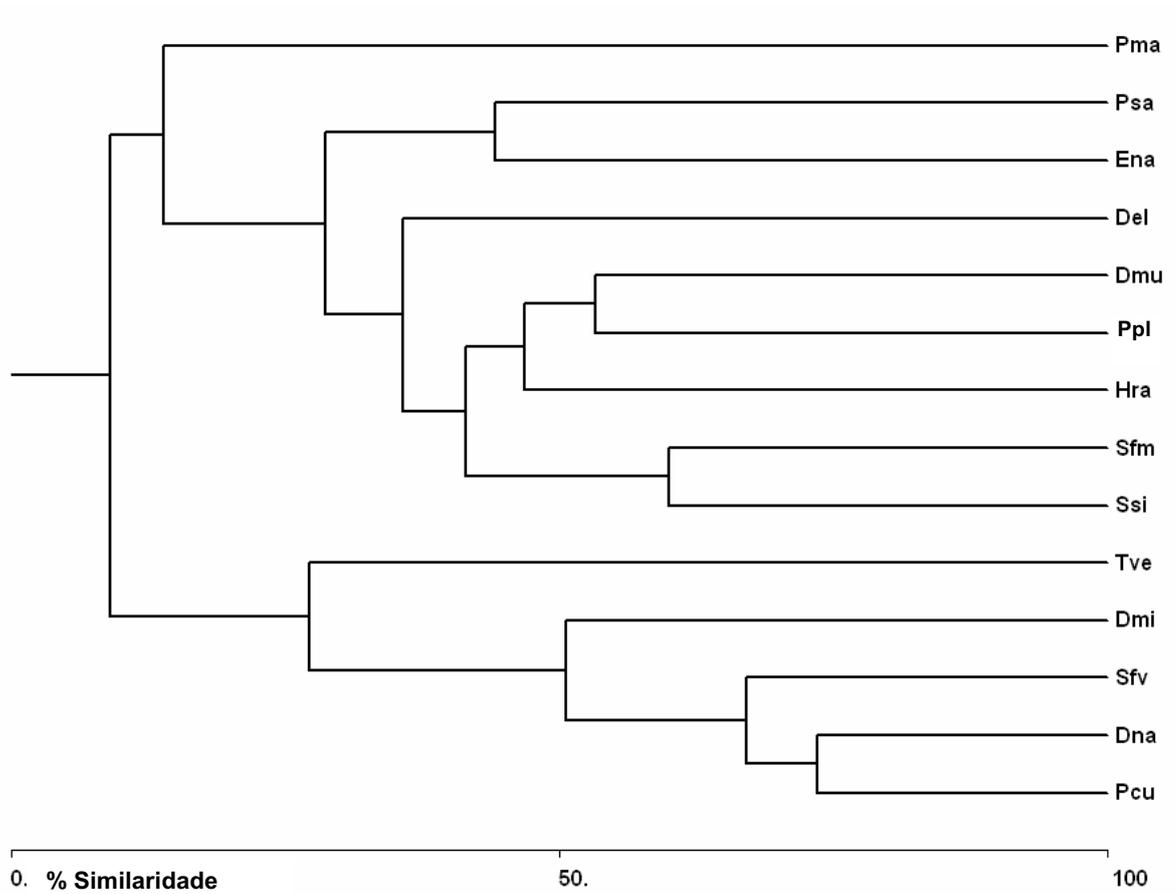


Figura 4. Similaridade no uso de hábitat e micro-hábitat entre os girinos das espécies de anuros registradas nos seis d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007 (Bray-Curtis, $r = 0,92$). Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

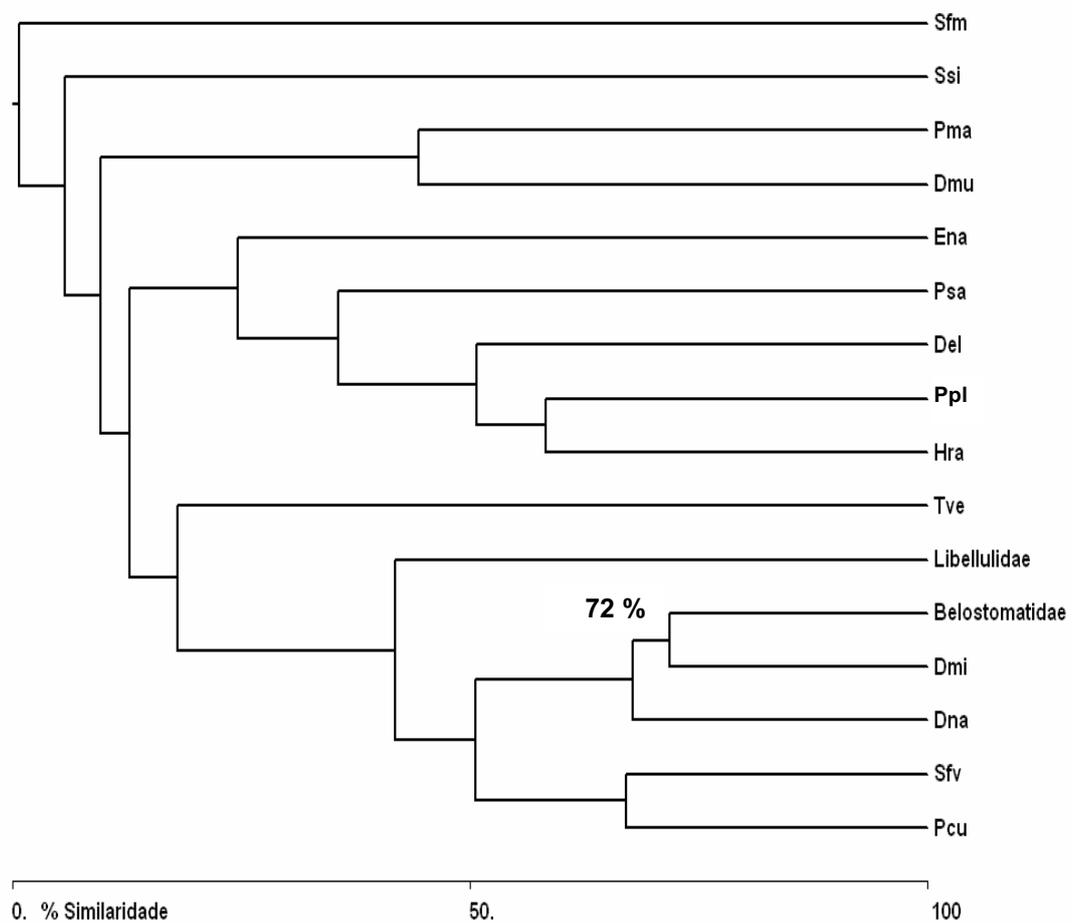


Figura 5. Similaridade na ocorrência temporal entre os girinos das espécies de anuros e os predadores invertebrados mais abundantes (Belostomatidae e Libellulidae) registrados nos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, entre setembro de 2006 a março de 2007 (Bray-Curtis, $r = 0,91$). Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

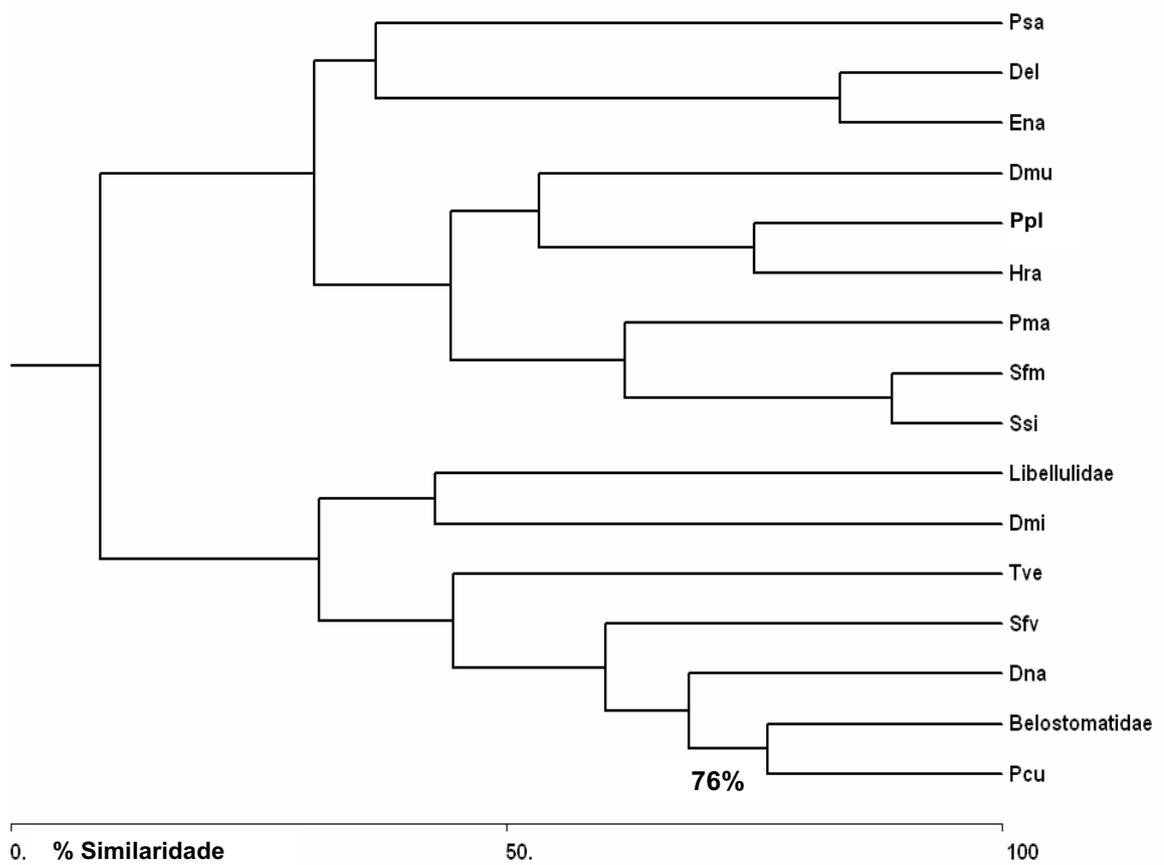


Figura 6. Similaridade no uso de habitat entre girinos de anuros e os predadores invertebrados mais abundantes (Belostomatidae e Libellulidae) registrados nos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007 (Bray-Curtis, $r = 0,93$). Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

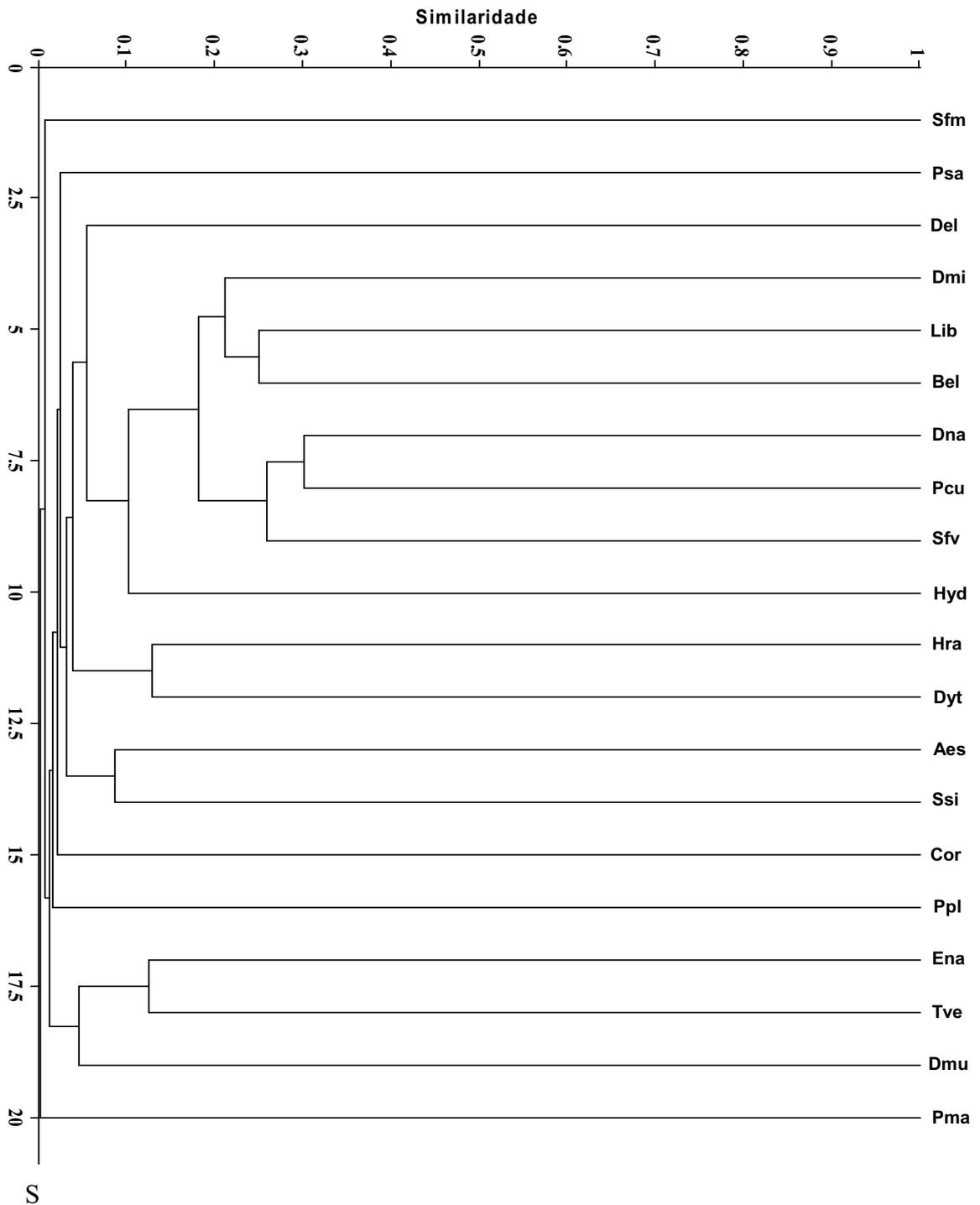


Figura 7. Similaridade no uso de micro-hábitat entre os girinos de anuros e os predadores invertebrados (Lib = Libellulidae; Aes = Aeshnidae; Cor = Corduliidae; Bel = Belostomatidae, Dyt = Dysticidae e Hyd = Hydrophilidae) registrados nos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007 (Jaccard, $r = 0,93$). Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

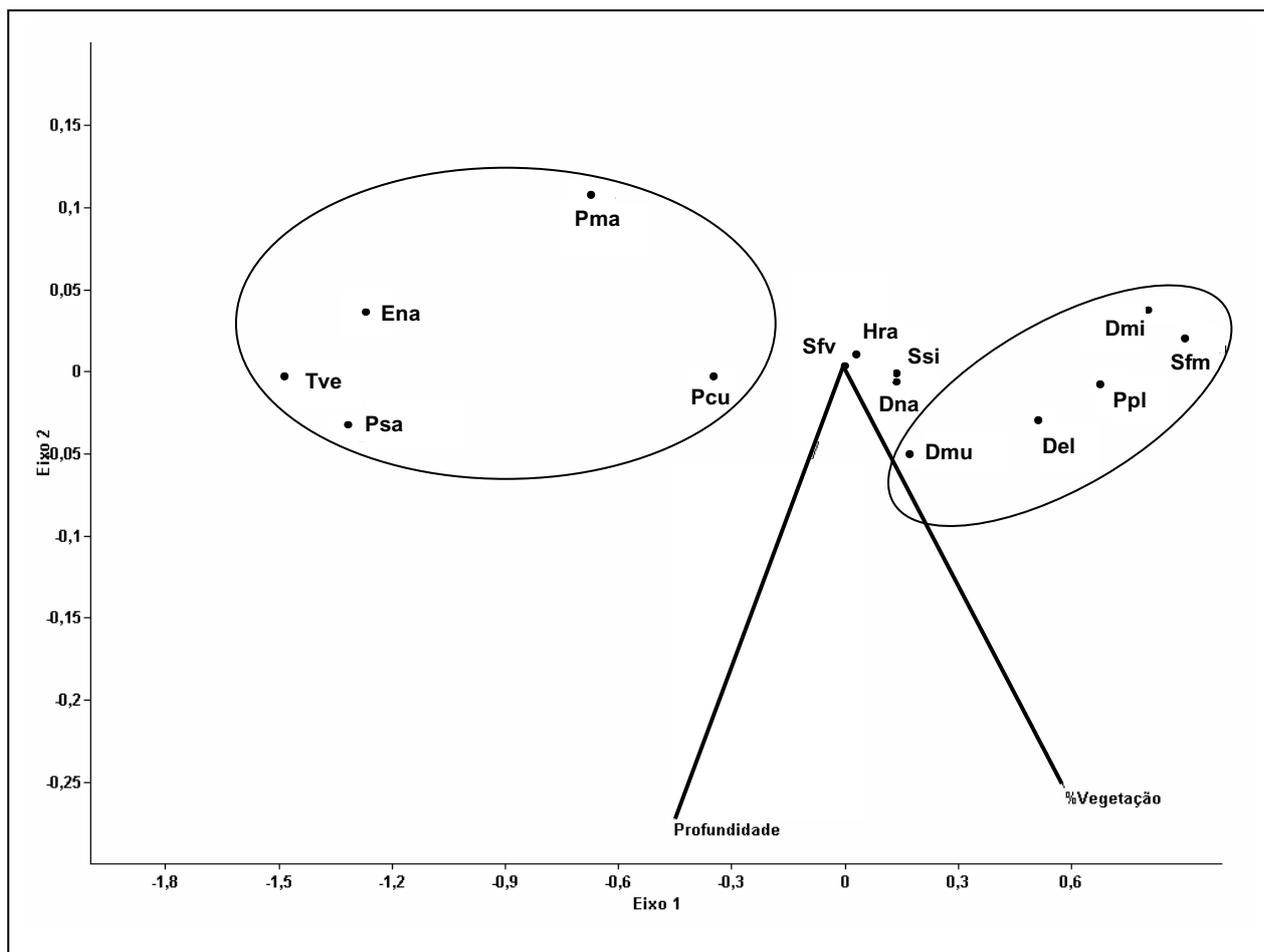


Figura 8. Diagrama de ordenação resultante de Análise de Correspondência Canônica das espécies de anuros e os descritores de micro-habitat nos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. Abreviações dos nomes das espécies como na figura 2.

Tabela 1. Caracterização dos corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. AP = Açudes permanentes; AT = Açude temporário; M = macrófita (Pontederiaceae); VAB = vegetação arbustiva; VHE = vegetação herbácea ereta (Poaceae); VHR = vegetação herbácea rasteira (Poaceae); SN = solo nu; T = *Typha* sp (Typhaceae). A seqüência do tipo de vegetação indica a predominância no corpo d'água.

	Duração	Área (m²)	Profundidade máxima (m)	Vegetação no interior	Revestimento da margem
AP1	Permanente	1800	2,0	VHE	VHE, VHR, VAB
AP2	Permanente	750	1,30	T, M	SN, VHE
AP3	Permanente	200	1,0	M, VHE	SN, VHE, VAB
AP4	Permanente	400	1,50	M, VHE	VHE, VHR, SN
AP5	Permanente	500	0,70	VHE, M	VHR, VHE
AT	Temporário	2500	1,0	VHE	SN, VHE

Tabela 2. Abundância e posição na coluna d'água dos girinos das espécies de anuros registradas nos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. B = bentônico, N = nectônico.

Família / Espécie	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AT	Total	Posição na coluna d'água
Família Hylidae								
<i>Dendropsophus elianeae</i>	3	0	0	17	1	6	27	N
<i>Dendropsophus minutus</i>	4	0	117	39	0	40	200	N
<i>Dendropsophus nanus</i>	15	7	12	74	23	78	209	N
<i>Hypsiboas raniceps</i>	2	5	1	1	3	4	14	B
<i>Pseudis platensis</i>	4	0	1	1	0	2	8	N
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	0	1	0	0	0	4	5	N
<i>Scinax fuscovarius</i>	30	0	8	159	6	164	367	N
<i>Scinax similis</i>	1	0	0	0	0	4	5	N
<i>Trachicephalus venulosus</i>	0	0	0	0	0	85	85	N
Família Leiuperidae								
<i>Eupemphix nattereri</i>	0	0	1	17	0	11	29	B
<i>Physalaemus cuvieri</i>	42	22	33	40	25	108	289	B
<i>Physalaemus marmoratus</i>	0	0	0	0	0	2	2	B
<i>Pseudopaludicola aff. saltica</i>	0	1	5	0	0	8	14	B
Família Microhylidae								
<i>Dermatonotus muelleri</i>	1	0	0	4	0	2	7	N
Riqueza de espécies	9	5	8	9	5	14		

Tabela 3. Predadores de girinos coletados nos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007.

ARTHROPODA	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AT	Total
Odonata							
Libellulidae	225	39	146	293	58	70	831
Aeshnidae	1	1	4	2	1	12	21
Corduliidae	8	2	11	7	26	4	58
Hemíptera							
Belostomatidae	56	22	28	46	20	40	212
Coleóptera							
Dytiscidae	9	2	3	6	22	1	43
Hydrophilidae	12	0	8	17	2	5	44
PISCES							
Família Erythrinidae							
<i>Erythrinus erythrinus</i>	0	0	0	0	2	0	2
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	2	0	0	0	0	2

Tabela 4. Índice de diversidade e equitabilidade das comunidades de girinos dos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007.

	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AT
Riqueza	9	5	8	9	5	14
Abundância	102	36	178	352	77	518
Diversidade	1,53	1,09	1,10	1,55	1,06	1,84
Equitabilidade	0,70	0,68	0,53	0,71	0,66	0,70

Tabela 5. Índice de diversidade beta e número de espécies em comum (em itálico) entre os seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. Em negrito, os valores elevados de diversidade beta.

	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AT
AP1	0	0,73	0,45	0,20	0,44	0,36
AP2	3	0	0,56	0,73	0,57	0,64
AP3	6	4	0	0,30	0,56	0,43
AP4	8	3	7	0	0,44	0,36
AP5	5	3	4	3	0	0,64
AT	9	5	8	9	5	0

Tabela 6. Amplitude de nicho para uso de corpos d'água e de micro-habitat (M) em cada corpo d'água amostrado em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

	Micro-habitats						Corpos d'água
	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AT	
Pcu	0,30	0,25	0,56	0,50	0,40	0,83	0,65
Sfv	0,73	-	0,26	0,77	0,36	0,73	0,31
Dna	0,31	0,32	0,60	0,34	0,35	0,68	0,48
Ssi	0	-	-	-	-	0,60	0,09
Dmi	0,33	-	0,40	0,31	-	0,30	0,27
Hra	0,20	0,36	0	0	0,16	0,12	0,71
Ppa	0,20	-	0	0	-	0	0,38
Ena	-	-	0	0,02	-	0	0,21
Psa	-	0	0,18	-	-	0,12	0,24
Tve	-	-	-	-	-	0,02	0
Dmu	0	-	-	0,12	-	0	0,27
Pma	-	-	-	-	-	0	0
Sfm	-	0	-	-	-	0,12	0,09
Del	0,16	-	-	0,19	0	0,08	0,23

Tabela 7. Correlação entre a amplitude de nicho para uso de micro-habitat e a abundância de girinos nos seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. r_s = correlação de Spearman, p = nível de significância. Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

	Del	Dmi	Dmu	Dna	Ena	Hra	Pcu	Ppl	Sfv
r_s	0,50	0,20	0,87	0,40	0,87	0,78	0,20	0,82	0,63
P	0,67	0,80	0,33	0,60	0,33	0,22	0,80	0,18	0,37

Tabela 8. Porcentagem de espécies bentônicas e nectônicas registradas nos corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007.

Posição na coluna d'água	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AT
Bentônico	33	60	50	33	40	36
Nectônico	67	40	50	67	60	64

Tabela 9. Abundância média de girinos em corpos d'água permanentes com e sem peixes predadores amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

	Sem peixes	Com peixes
Bentônicas		
Pcu	38,33	33
Hra	1,33	4
Ena	6	0
Psa	1,67	0,5
Dmu	1,67	0
Nectônicas		
Sfv	65,67	3
Dna	33,67	15
Ssi	0,33	0
Dmi	53,33	0
Ppl	2	0
Del	6,67	0,5

Tabela 10. Correlação (r_s) entre a amplitude de nicho para uso de micro-habitat e a abundância de predadores invertebrados nos corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

		Pcu	Dna	Dmi	Del	Hra	Ppl	Ena	Dmu
Libellulidae	r_s	-0,80	-0,80	0,20	1	-0,21	0,26	0,50	0,86
	p	0,20	0,20	0,80	0	0,79	0,74	0,67	0,36
Belostomatidae	r_s	-0,80	-0,80	-0,20	0,50	0,63	0,77	1	0
	p	0,20	0,20	0,80	0,67	0,37	0,22	0	1

Tabela 11. Teste de regressão linear múltipla (F) entre as abundâncias de girinos e de predadores invertebrados nos corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

	Del	Dmi	Dmu	Dna	Ena	Hra	Pcu	Ppl	Sfv	Ssi
F	0,29	12,59	0,19	0,01	0,03	3,60	1,12	1,74	0,02	2,58
p	0,79	0,20	0,85	0,99	0,97	0,35	0,44	0,47	1,00	0,40

Tabela 12. Teste de regressão linear simples (F) entre as abundâncias de girinos e de predadores invertebrados nos corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

		Del	Dmi	Dmu	Dna	Ena	Hra	Pcu	Ppl	Sfv	Ssi
	F	1,17	0,24	0,70	0,01	0,12	2,27	2,23	0	0	2,60
Libellulidae	p	0,39	0,67	0,51	0,94	0,75	0,27	0,27	0,97	1	0,25
	F	0,24	22,80	0,33	0,01	0,01	0,03	0	2,82	0,05	0,01
Belostomatidae	p	0,67	0,04	0,62	0,92	0,94	0,87	0,97	0,23	0,84	0,95

Tabela 13. Resultados da Análise de Correspondência Canônica mostrando a contribuição das características estruturais dos micro-habitats na variabilidade da abundância dos girinos registrados em seis corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007.

	eixo 1	eixo 2
Autovalores	0,4211	0,001
Correlação dos descritores com o eixo das espécies		
Profundidade	-0,4555	-0,274
Porcentagem de vegetação	0,5826	-0,254

Tabela 14. Resultado do teste t Student (t) entre as abundâncias de girinos em micro-habitats com e sem vegetação registrados nos corpos d'água amostrados em Palestina, SP, no período de setembro de 2006 a março de 2007. Abreviações dos nomes das espécies como na figura 2.

	Pcu	Psa	Sfu	Dna	Hra	Dmu	Dmi
t	-1,05	2	-0,57	-2,89	-2,29	3	-3,47
p	0,31	0,18	0,57	0,01	0,05	0,04	0,01

ANEXO 1

Abundância dos girinos das espécies por micro-habitats em cada corpo d'água amostrado em Palestina, SP, na estação chuvosa (setembro de 2006 a março de 2007).

	Del	Dmi	Dmu	Dna	Ena	Hra	Pcu	Pma	Psa	Ppl	Sfv	Sfm	Ssi	Tve
AP1-RSV	0	0	0	6	0	0	21	0	0	0	6	0	0	0
AP1-RCV	0	1	0	7	0	0	15	0	0	2	8	0	0	0
AP1-ISV	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
AP1-ICV	2	0	1	0	0	1	5	0	0	2	5	0	1	0
AP1-FSV	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
AP1-FCV	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	10	0	0	0
AP2-RSV	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0
AP2-RCV	0	0	0	1	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0
AP2-ISV	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
AP2-ICV	0	0	0	3	0	2	1	0	0	0	0	1	0	0
AP2-FSV	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0
AP2-FCV	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
AP3-RSV	0	0	0	1	1	0	0	0	3	0	1	0	0	0
AP3-RCV	0	11	0	3	0	0	13	0	2	0	5	0	0	0
AP3-ISV	0	8	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
AP3-ICV	0	39	0	4	0	0	7	0	0	0	1	0	0	0
AP3-FSV	0	6	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
AP3-FCV	0	53	0	3	0	0	4	0	0	1	1	0	0	0
AT1-RSV	0	0	0	21	11	0	24	0	6	0	45	0	1	81
AT1-RCV	1	10	2	23	0	1	17	0	2	2	25	0	1	0
AT1-ISV	0	0	0	8	0	0	5	2	0	0	44	0	0	0
AT1-ICV	5	7	0	17	0	3	20	0	0	0	24	1	1	4
AT1-FSV	0	1	0	1	0	0	14	0	0	0	2	0	1	0
AT1-FCV	0	22	0	8	0	0	28	0	0	0	24	3	0	0
AT2-RSV	0	0	0	6	0	0	16	0	0	0	26	0	0	0
AT2-RCV	7	2	0	26	0	0	12	0	0	0	24	0	0	0
AT2-ISV	0	3	1	2	16	0	6	0	0	0	30	0	0	0
AT2-ICV	10	17	3	36	0	1	4	0	0	0	17	0	0	0
AT2-FSV	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	9	0	0	0
AT2-FCV	0	17	0	4	0	0	0	0	0	1	53	0	0	0
AT3-RSV	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
AT3-RCV	0	0	0	2	0	2	8	0	0	0	2	0	0	0
AT3-ISV	0	0	0	1	0	0	11	0	0	0	1	0	0	0
AT3-ICV	1	0	0	1	0	1	6	0	0	0	0	0	0	0
AT3-FSV	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
AT3-FCV	0	0	0	19	0	0	11	0	0	0	2	0	0	0

ANEXO 2

Abundância dos girinos das espécies de anuros registradas nos corpos d'água amostrados em Palestina, SP, na estação seca (abril a agosto de 2007). Abreviações dos nomes das espécies como na Figura 2.

	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AT	Total
Rsc	6	0	0	0	0	0	6
Del	0	0	0	0	0	0	0
Dmi	7	0	3	25	0	4	39
Dna	0	0	0	6	0	0	6
Dmu	0	0	0	0	0	0	0
Ena	0	0	0	0	0	0	0
Hra	0	0	0	0	0	0	0
Pcu	0	0	0	0	0	0	0
Pma	0	0	0	0	0	0	0
Ppl	0	0	0	0	0	0	0
Psa	0	0	0	0	0	0	0
Sfm	5	0	0	0	0	0	5
Sfv	0	0	0	0	0	0	0
Ssi	0	0	0	0	0	0	0
Tve	0	0	0	0	0	0	0
Total	18	0	3	31	0	4	56