



CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

Processos ecológicos e filogenéticos na estruturação de comunidades de girinos

Mainara Xavier Jordani

MESTRADO



PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL

Biologia
Estrutural



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de São José do Rio Preto

Mainara Xavier Jordani

PROCESSOS ECOLÓGICOS E FILOGENÉTICOS NA
ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES DE GIRINOS

São José do Rio Preto
2013

Mainara Xavier Jordani

PROCESSOS ECOLÓGICOS E FILOGENÉTICOS NA
ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES DE GIRINOS

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação Biologia Animal, Área de Concentração – Ecologia e Comportamento, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Orientador(a): Prof^a. Dr^a. Denise de Cerqueira
Rossa Feres

São José do Rio Preto
2013

Jordani, Mainara Xavier.

Influência de processos ecológicos e filogenéticos na estruturação de comunidades de girinos / Mainara Xavier Jordani. São José do Rio Preto: [s.n.], 2013.

45 f : il. ; 30 cm.

Orientadora: Denise de Cerqueira Rossa Feres

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Anuro. 2. Padrão de co-ocorrência. 3. História evolutiva. 4. Mata Atlântica. I. Rossa Feres, Denise de Cerqueira. II. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. III. Título.

CDU - 574

Mainara Xavier Jordani

Influência de processos ecológicos e filogenéticos na estruturação de
comunidades de girinos

Dissertação apresentada com parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração – Ecologia e Comportamento, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto

Banca Examinadora

Profa. Dra. Denise de Cerqueira Rossa Feres
UNESP/IBILCE – São José do Rio Preto
Orientadora

Profa. Dra. Paula Cabral Eterovick
PUC – Belo Horizonte

Prof. Dr. Ricardo Jannini Sawaya
UNIFESP – Diadema

São José do Rio Preto
21 de fevereiro de 2013

***Dedico esta dissertação a minha
mãe Dirce e meu pai Fernando.***

AGRADECIMENTOS

Essa dissertação não seria possível sem a ajuda de diversas pessoas. Muito obrigada à todos familiares, professores, amigos e funcionários que de algum forma contribuíram não somente para o desenvolvimento desta pesquisa, como também para meu desenvolvimento profissional e pessoal. Mas não poderia deixar de agradecer a algumas pessoas muito especiais:

- Primeiramente agradeço ao meu pai Luiz Fernando Jordani e minha mãe Dirce Xavier Jordani por todo carinho, amor, paciência e dedicação que vocês têm por mim em cada segundo. Mãe e pai sou eternamente grata à vocês por tudo. Agradeço ao incentivo nos momentos de desânimo e também pelo cuidado e ajuda que vocês tiveram comigo e meus amigos durante as preparações para as viagens de campo!
- À Professora Denise de Cerqueira Rossa Feres, agradeço pela oportunidade de conhecer uma mãe, amiga, bióloga, pesquisadora tão especial e maravilhosa como é. Muito obrigada pela orientação, por me proporcionar obter tantos conhecimentos durante esses últimos dois anos e principalmente, pelos bons exemplos e pela amizade desde que nos vimos pela primeira vez.
- Ao meu irmão, amigo e companheiro Fernando Xavier Jordani, biólogo de coração, que me incentiva em todos os momentos. Obrigada pelas críticas e dicas durante as preparações para apresentação desta dissertação. Fer, muito obrigada pelos ótimos momentos de conversa, que tornam o meu dia a dia mais alegre!
- A minha avó Nelvide Bellini Xavier e meu avô Manoel Xavier, agradeço pelo amor que vocês têm por mim e por estarem sempre preocupados comigo. Serão sempre exemplos para toda minha vida.

- A todos professores e alunos do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal pelos ensinamentos e companheirismo.
- Aos meus primos, irmãos de coração e biólogos Vinícius Xavier da Silva e Marina Xavier da Silva que desde minha infância me tornaram encantada e curiosa pelo mundo dos bichos! Obrigada pelos ensinamentos, discussões, conselhos e por serem exemplos de vida.
- Ao meu namorado, amigo e companheiro, Raphael Costa de Lima, por me fazer a mulher mais feliz do mundo, pelo carinho, amor e dedicação que você tem por mim durante todos esses anos que estamos juntos. Obrigada pela paciência durante minha ausência nas horas de estudo; por me aguentar falar tanto em ecologia, girinos, laboratório, relatórios e cia; e também por me ajudar na coleta e triagens dos girinos. Você é muito especial para mim!
- Aos professores de graduação, Érica Hasui (eterna orientadora), Flávio Nunes Ramos, Rogério Grassetto Teixeira da Cunha e Vinícius Xavier da Silva, responsáveis por despertar em mim uma forte curiosidade pelas questões ecológicas durante suas aulas espetaculares e discussões no grupo de estudo ECOFRAG!
- Especialmente à Cássia de Souza Queiroz, Lilian Sayuri Ouchi de Melo e Michel Varajão Garey por toda ajuda em campo. Sem vocês não teria feito 1/3 do trabalho, não teria aprendido tanto como aprendi com vocês e muito menos me divertido. Só tenho que agradecer por ter conhecido vocês e por me acompanharem em todos os meses em campo. Com certeza formamos uma equipe perfeita! Que esse seja o primeiro, de muitos, trabalho em campo realizado pelo “Quarteto Picinguaba”!
- Também aos colegas Thiago Alves Lopes de Oliveira, Diego de Almeida da Silva, Thiago Vinícius Pereira, Raphael Costa de Lima, Fabiana Santana Annibale e estagiárias do Programa de Voluntariado Amigos do Verde da Fundação Floresta pela ajuda durante as coletas em campo e triagem do material.

- Ao Diogo Borges Provete tenho muito que agradecer. Sua ajuda se intensificou a cada dia, desde quando decidi ingressar no curso de mestrado até a conclusão desta dissertação. Muito obrigada pelas dicas, sugestões, críticas, conversas, ensinamentos e revisões!
- Aos funcionários do Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Picinguaba, Jane S. Fernandes, Carol, Sr. Roberto, Silas, Cristo, Solange, Marquinhos. Agradeço pelo auxílio durante nossas estadias no parque e por nos recepcionar de forma tão hospitaleira. Em especial, agradeço a Jane S. Fernandes pela ajuda na parte burocrática desde o primeiro contato!
- À Fundação Amparo e Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento por meio da bolsa de mestrado (Proc.: 2011/0563-0).
- Ao IBAMA (Documento nº 26954-2) e Instituto Florestal - COTEC (Processo SMA nº 260108-004.450/2011) pela licença para as coletas em campo.
- Ao projeto “Girinos do Brasil” (Edital SISBIOTA, Processos FAPESP 2010/52321-7 e CNPq 563075/2010-4) pelo financiamento para realização das viagens em campo e pela oportunidade de fazer parte dessa rede de pesquisa integradora.
- Aos amigos do Laboratório de Ecologia Animal: Cássia de Souza Queiroz, Lilian Sayuri Ouchi de Melo, Michel Varajão Garey, Verônica Thiemi de Sousa, Fernando Rodrigues, Katiuce Picheli, Carlos Eduardo Souza, Thiago Alves Lopes de Oliveira, Thiago Vinícius Pereira, Lara Gomes Melchior, Rodolpho Mei Pelinson, Fabiane Santana Annibale, Rodrigo da Silva e Estela Rodrigues Pinto

muito obrigada pelo apoio, dicas, incentivo, conversas, por tornar as horas de estudo em momentos prazerosos e principalmente pela companhia nos momentos de “*relax*”.

- Especialmente ao Michel Varajão Garey por toda ajuda durante esses dois anos de mestrado. Agradeço imensamente por todos os ensinamentos em campo e no laboratório, que foram imprescindíveis para o ótimo desenvolvimento deste trabalho. Obrigada pelo brilhante exemplo do que é ser biólogo!
- Aos meus amigos de graduação (Biologia – ênfase ambiental, UNIFAL-MG, turma 2007/1), que mesmo com a distância estão sempre ao meu lado: Mariana Raniero, Marcela Fernandes Vilela da Silva, Lucas Lacerda Caldas Zanini, Erlon Pessoni Pimenta, Murilo Pazin Silva e Rômulo Spuri.
- Ao Diogo Borges Provete, Thiago Gonçalves Souza, Fernando Rodrigues da Silva, Michel Varajão Garey pela paciência e auxílio durante as análises estatísticas.
- A Cássia de Souza Queiroz e Lilian Sayuri Ouchi de Melo por me ajudarem em todas as etapas desta pesquisa: triagem, identificação do material coletado e caracterizações morfológicas dos girinos. Também não podia deixar de agradecer a amizade que temos. Vocês são muito especiais para mim!
- A Katiuce Picheli, muito obrigada pelas lindas imagens dos girinos! E também pela amizade!!!
- A Natacha Y. N. Dias e Carol (Pós Graduação em Zoologia do Museu Nacional do Rio de Janeiro) agradeço pelo auxílio na identificação dos girinos e adultos do “complexo dos hilídeos”.

- A Mariana Raniero e Bruno Vilela Silva, pela elaboração do mapa com a distribuição geográfica dos pontos de coleta.
- A Fabiane Santana Annibale, além da amizade, agradeço todo auxílio que você me deu no “lab” e em especial, muito obrigada pela ajuda para escrever o resumo em inglês desta dissertação.
- Aos herpetólogos Amom Mendes Luiz, Lucas Nicioli Bandeira, Rafael Parelli Bovo, Thiago Augusto Pires e Thais Helena Condez agradeço pela oportunidade de compartilhar com vocês experiências em campo.

ÍNDICE

Resumo.....	3
Abstract.....	5
Introdução.....	7
Material e Métodos.....	11
Área de estudo.....	11
Delineamento amostral.....	12
Influência das variáveis ambientais.....	12
Autocorrelação espacial nas variáveis ambientais.....	13
Relação de parentesco entre as espécies.....	14
Sinal filogenético nos atributos morfológicos.....	14
Análise dos dados.....	15
Resultados.....	18
Discussão.....	21
Literatura Citada.....	27
Tabelas.....	35
Figuras.....	41

**Processos ecológicos e filogenéticos na estruturação de
comunidades de girinos**

RESUMO

A história evolutiva das linhagens e as características ambientais são fatores conhecidos por influenciar a coexistência das espécies em uma comunidade. Ao longo da evolução, os atributos funcionais das espécies, que determinam a forma como as espécies utilizam os recursos, podem se diferenciar ou se manter semelhantes aos de seus ancestrais. As características abióticas promovem a seleção de espécies que possuam atributos que possibilitem sua sobrevivência sob um conjunto específico de condições ambientais. Nosso objetivo foi verificar se a ocorrência de girinos em poças está relacionada com as variáveis ambientais dos corpos d'água, o que indica a atuação de processos ecológicos como filtros ambientais ou competição, considerando as relações de parentesco entre as espécies. Esperamos que as diferenças nas características dos corpos d'água afetem os padrões de co-ocorrência de girinos e que espécies filogeneticamente próximas co-ocorram mais do que o esperado ao acaso. Amostramos girinos em 13 corpos d'águas lênticos no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Picinguaba, entre setembro de 2011 e março de 2012. Testamos a influência do hidroperíodo dos corpos d'água, cobertura de dossel, temperatura e pH da água na co-ocorrência dos girinos. Inferimos a relação de parentesco entre os anuros presentes nas comunidades através de uma hipótese filogenética já proposta e obtivemos os comprimentos dos ramos em milhões de anos a partir das idades dos nós. Analisamos o efeito do ambiente e do parentesco sobre três padrões de co-ocorrência de espécies: agrupado, associado e mutuamente excludente. Nossos resultados indicam que as características dos corpos d'água influenciam fortemente a estruturação das comunidades de girinos. Nossos resultados demonstram que a influência dos processos evolutivos e ecológicos diferem entre as

espécies de uma mesma comunidade, dependendo do seu grau de parentesco e padrão de co-ocorrência. O que fez com que as espécies ocorram de maneira agrupada nas comunidades foi a relação entre o parentesco e a temperatura da água. O padrão de co-ocorrência associado foi influenciado pelas características ambientais, especificamente pH e hidroperíodo e pela correlação entre a filogenia e pela cobertura de dossel e temperatura dos corpos d'água. O padrão de co-ocorrência mutuamente excludente foi determinado pelo ambiente, especificamente a cobertura de dossel.

ABSTRACT

The evolutionary history of lineages and the environmental characteristics are factors known for influencing the species coexistence in a community. Along evolution, functional traits of species, which determine the way species use resources, can differ or remain similar to their ancestors. Abiotic characteristics promote selection of traits that allow survival under a set of environmental conditions. Our objective was to verify whether the co-occurrence of tadpoles in ponds is related to environmental variables of water bodies, what indicates either ecological processes as environmental filters or competition, or to relatedness among species. We expect that differences in characteristics of the ponds affect the co-occurrence patterns of tadpoles and also that related species co-occur more than expected at random. We sampled tadpoles in 13 ponds at Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Picinguaba, between September of 2011 and March of 2012. We tested the influence of the hydroperiod of the ponds, the canopy cover, water temperature and pH in co-occurrence of tadpoles. We determined relatedness between anurans present in communities through an already proposed topology and obtained the length of branches in millions of years from the age of the nodes. We analyzed the effects of habitat and species relatedness on three possible patterns of species co-occurrence: clumping, togetherness and checkerboard. Our results show that environmental filters have strong influence in structuring communities. The gradient of canopy cover, hydroperiod and pH seem to be important environmental filters in habitat selection of species with togetherness and checkerboard co-occurrence patterns. Also, we detected the co-occurrence of pairs of closely related

species in ponds with distinct environmental characteristics, evidencing the role of niche divergence in structuring tadpole communities.

INTRODUÇÃO

Um dos principais objetivos da ecologia é identificar os processos que influenciam a distribuição e a co-ocorrência de espécies (Ackerly 2009). Existem fortes evidências de que os processos determinísticos relacionados com a teoria do nicho ecológico, como por exemplo a predação e a competição, são relacionados com a variação na composição de espécies ao longo de gradientes ambientais (Chase & Leibold 2003, Cavender-Bares et al. 2004). Alternativamente, a teoria neutra de Hubbell (2001) adicionou o papel da dispersão e dos distúrbios, incluindo a influência dos processos estocásticos, na estruturação das comunidades (Cavender-Bares et al. 2009). Com isso, a compreensão da composição e estrutura de comunidades passou de uma escala unicamente local ou de paisagem, para uma abordagem em múltiplas escalas espaciais que integra os eventos locais, relacionados ao habitat, e efeitos relacionados à escala de paisagem, que influenciam a dispersão dos indivíduos entre os habitats (Leibold et al. 2004). Assim, a co-ocorrência de espécies em uma comunidade envolve múltiplos processos que dependem fundamentalmente da escala espacial analisada (Cavender-Bares et al. 2009). Em escalas mais amplas, as espécies que compõe o *pool* regional são determinadas por suas restrições fisiológicas, eventos históricos e a história evolutiva (Cavender Bares et al. 2006). Em escala local, a força das interações entre as espécies (hipótese de similaridade limitante, Gause 1943, MacArthur & Levins 1967) e características do habitat são forças dominantes na estruturação das comunidades (Keddy 1992, Webb et al. 2002), pois podem excluir ou facilitar a presença das espécies. O ambiente pode agir como filtro para determinados atributos das espécies (Keddy 1992, Vamosi et al. 2009), selecionando somente espécies que possuam

atributos que possibilitem sua sobrevivência (Keddy 1992, McGill et al. 2006).

Até recentemente, apenas processos ecológicos contemporâneos eram considerados no estudo de comunidades. Recentemente, em decorrência da maior disponibilidade de ferramentas moleculares e computacionais que permitem revelar a história evolutiva das linhagens (Cavender Bares et al. 2009), a relação de parentesco entre as espécies em uma comunidade tem sido intensivamente investigada (*e.g.* Diniz-Filho & Vieira 1998, Desdevices et al. 2003, Ricota et al. 2005, Ackerly 2009, Cavender Bares et al. 2009), possibilitando interpretações mais abrangentes sobre a montagem e a estrutura das comunidades (Ricklefs & Schluter 1993, Losos 1996, 2008). Apesar de recente e ainda com lacunas a serem preenchidas, a inclusão de informações filogenéticas no estudo de comunidades vem possibilitando compreender a estruturação de comunidades em um contexto evolutivo (Mouquet et al. 2012). Ao longo da história evolutiva, as espécies podem ou não reter atributos ecológicos de seus ancestrais (Harvey & Pagel 1991, Wiens & Graham 2005) e consequentemente, o nicho ecológico dos organismos é explicado em parte pelo parentesco entre as espécies (Wiens & Graham 2005). O conceito de conservação de nicho foi definido por Wiens & Graham (2005) como a tendência de espécies filogeneticamente próximas serem ecologicamente mais similares do que esperado ao acaso, devido a processos que restringem a divergência de nicho entre espécies próximas (Grafen 1989, Harvey & Pagel 1991, Wiens & Graham 2005). Esse processo pode ser investigado por meio da detecção de sinal filogenético nos atributos morfológicos das espécies (Revell et al. 2008). Por outro lado, diferenças de nicho são importantes para a coexistência de espécies, pois representam segregação no uso de recursos. A atuação de mecanismos de

coexistência estabilizadores tendem a reduzir a sobreposição de nicho entre as espécies (Chesson 2000), selecionando atributos por meio de especializações e promovendo a divergência de nicho (Losos 2008, 2011). Desta forma, as espécies filogeneticamente próximas podem apresentar fenótipos e características ecológicas distintas.

Neste contexto, a montagem das comunidades pode ser influenciada por diferentes processos, seguindo diferentes rotas evolutivas e resultando em diferentes padrões de co-ocorrência de espécies (Richardson 2002, Andrade et al. 2007). Se o processo de filtragem ambiental for o processo mais importante na estruturação de comunidades e as linhagens retiverem os atributos de seus ancestrais, as espécies presentes na comunidade tendem a ser filogeneticamente próximas (Webb et al. 2002, Vamosi et al. 2009). Porém, se os atributos das espécies divergirem ao longo da evolução, de modo que espécies próximas sejam funcionalmente diferentes, a seleção pelo ambiente (filtro ambiental, *sensu* Keddy 1992) pode favorecer a coexistência de espécies filogeneticamente distantes (dispersão filogenética; Webb et al. 2002, Mayfield & Levine 2010). Adicionalmente, se a competição interespecífica for o processo dominante e os atributos forem filogeneticamente conservados, espécies próximas tendem a não co-ocorrer (dispersão filogenética; Webb et al. 2002). Finalmente, se os atributos evoluírem de forma convergente, a competição removerá qualquer associação de parentesco entre as espécies, fazendo com que o parentesco entre as espécies presentes nas comunidades seja aleatório (Webb et al. 2002).

Comunidades de anuros constituem um grupo adequado para investigar questões sobre estruturação de comunidades. Além dos indivíduos na fase larval estarem limitados aos corpos d'água, a distribuição espacial das espécies exhibe padrões distintos

ao longo de gradientes de hidroperíodo (*e.g.* Wellborn et al. 1996, Kolozsvary & Swihart 1999, Santos et al. 2007), cobertura de dossel (*e.g.* Hecnar & M' Closkey 1997, Vallan 2000, Guerry & Hunter 2002, Schiesari 2006), área de superfície e profundidade (Laan & Verboom 1990), entre outros. Os gradientes ambientais podem agir como filtro para determinados atributos dos girinos, formando comunidades com espécies com diferentes relações de parentesco. Apesar da ampla variação morfológica, os girinos possuem um conjunto de caracteres morfológicos que refletem a história evolutiva do grupo, enquanto outros são mais plásticos (Altig & McDiarmid 1999, Andrade et al. 2007). É possível reconhecer que a morfologia de espécies próximas é semelhante, principalmente quando analisados caracteres conservados ao longo das linhagens, como número e a distribuição das interrupções na fileira de papilas marginais, posição e o número de espiráculos (Altig & McDiarmid 1999). Entretanto, alguns caracteres variam de forma independente da linhagem, como a presença de disco oral reduzido (*e.g.*, grupos de hilídeos neotropicais, pipídeos, alguns ranídeos e microhilídeos; Altig & McDiarmid 1999).

Nosso objetivo foi verificar se a ocorrência de girinos em poças está relacionada com as variáveis ambientais dos corpos d'água, o que indica a atuação de processos ecológicos como filtros ambientais ou competição, considerando as relações de parentesco entre as espécies. Com base no conhecimento atual sobre os fatores que influenciam a ocorrência de girinos, obtido em estudos empíricos e experimentais (*e.g.*, Eason & Fauth 2001, Eterovick & Sazima 2000, Babbitt 2005, Santos et al. 2007, Werner et al. 2007, Both et al. 2010), esperamos que diferenças nas características estruturais dos corpos d'água e físicas e químicas da água afetem os padrões de co-

ocorrência de girinos. Se os atributos das espécies forem conservados, esperamos que em condições extremas dos gradientes, os pares de espécies que co-ocorram sejam filogeneticamente próximos, devido a ação de filtros ambientais. Por outro lado, se processos contemporâneos relacionados ao habitat (por exemplo, competição) forem importantes, esperamos a co-ocorrência de espécies filogeneticamente distantes, devido a exclusão competitiva que impõe um limite à co-ocorrência de espécies aparentadas com exigências de hábitat semelhantes ou, se os atributos das espécies forem convergentes e o ambiente agir como filtro para atributos das espécies, esperamos a co-ocorrência de espécies com nichos diferentes, independente do grau de parentesco, devido ao processo de divergência de nicho.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Picinguaba, localizado no município de Ubatuba, São Paulo, sudeste do Brasil (23°21'36''S 44°50'52''W; Figura 1). O parque possui área total de 47.500 ha, distribuídos desde o nível do mar até 1.340 m de altitude, conservando diferentes fitofisionomias vegetais como Floresta Ombrófila Densa de terras baixas (restinga), Submontana e Montana, Formações Pioneiras com influência marinha (dunas), fluvial (restinga) e flúvio-marinha (mangue; Joly et al. 2012). Os locais amostrados neste estudo estavam localizados entre o nível do mar e 150 m de altitude, inseridos principalmente em Floresta Ombrófila Densa e áreas abertas adjacentes. O clima é tropical úmido (Af,

sensu Köppen 1948), sem estação seca, com precipitação média anual superior a 2.200 mm e temperatura média anual em torno de 24°C (Joly et al. 2012).

Delineamento amostral

Amostramos mensalmente 13 corpos d'água lênticos (Figuras 1 e 2), oito no interior de floresta e cinco em área aberta, entre setembro de 2011 e março de 2012. A seleção dos corpos d'água foi feita de modo a representar a variedade de ambientes existentes na área, sendo selecionados apenas corpos d'água isolados, sem ligação com outros corpos d'água.

A amostragem foi realizada durante o dia (entre 8h e 18h), com esforço padronizado por passar um puçá com tela de arame (malha de 3 mm²), ao longo de toda área do corpo d'água (Rossa-Feres & Jim 1994, Shaffer et al. 1994, Rossa-Feres & Jim 1996, Skelly & Richardson 2010) durante uma hora. A sequência de amostragem nos corpos d'água foi sorteada a cada visita. Os girinos coletados foram anestesiados com solução de benzocaína e conservados em solução 1:1 de álcool 70% e formalina 15%. Para auxiliar a identificação dos girinos, durante a noite, registramos adultos em atividade de vocalização nas poças selecionadas. O material coletado está depositado na Coleção de Anfíbios do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP, campus de São José do Rio Preto (DZSJRP – *Amphibia Tadpoles*).

Influência das variáveis ambientais

Entre dezembro de 2011 e março de 2012 registramos 15 variáveis referentes à estrutura dos corpos d'água e físicas e químicas da água. Dessas 15 variáveis, com base

em estudos teóricos e empíricos (*e.g.*, Eterovick & Sazima 2000, Babbiti 2005, Santos et al. 2007, Werner et al. 2007, Both et al. 2010, Vasconcelos et al. 2011) selecionamos quatro variáveis não correlacionadas entre si e para as quais temos expectativas claras de sua influência sobre comunidades de girinos: hidroperíodo, cobertura de dossel, pH e temperatura da água.

A porcentagem de cobertura do dossel sobre a poça foi estimada com densiômetro esférico (*Forestry Suppliers, Jackson, MS, USA*) em cinco pontos: norte, sul, leste, oeste, e centro do corpo d'água. O hidroperíodo representa o número de meses em que a poça reteve água ao longo do período de amostragem. A temperatura (°C) e pH foram registrados com o medidor multiparâmetro Horiba U-10. Todas as variáveis ambientais foram padronizadas subtraindo o valor observado pela média e dividindo pelo desvio padrão, de forma que todas as variáveis apresentassem média zero e desvio padrão igual a um. Para isso, utilizamos a função *deconstand* do pacote *vegan* do software R (R Core Team 2012).

Autocorrelação espacial nas variáveis ambientais

Como locais próximos tendem a ser mais semelhantes ambientalmente (Dray et al. 2012), as variáveis ambientais podem estar espacialmente estruturadas e os resultados obtidos seriam decorrentes do padrão espacial das variáveis ambientais e não das variáveis ambientais *per se*. Para testar este efeito implementamos uma correlação de Mantel entre as variáveis ambientais padronizadas e a distância geodésica entre as poças. A matriz de similaridade ambiental foi obtida utilizando a distância Euclidiana no pacote *vegan* (Oksanen et al. 2012) no programa R (R Core Team 2012).

Relação de parentesco entre as espécies

Um dendrograma de relação de parentesco para as espécies de anuros da área de estudo foi manualmente construída no programa Mesquite 2.75 (Maddison & Maddison 2011; Figura 4), seguindo a topologia proposta em Pyron & Wiens (2011) e Wiens et al. (2011). Posteriormente, obtivemos um pseudo-cronograma com os comprimentos de ramos em milhões de anos a partir das idades dos nós disponível em <www.timetree.org>, Wiens et al. (2011) e Gomez-Mestre et al. (2012) com o algoritmo *bladj* (*Branch Length Adjuster*) do programa Phylocom 4.2 (Webb et al. 2008). Este pseudo-cronograma foi construído colocando-se os nós sem idade conhecida no ponto médio entre dois nós com idade conhecida. A partir desta filogenia datada, extraímos uma matriz de distância par a par no software R (R Team Core 2012).

Sinal filogenético nos atributos morfológicos

Neste estudo, utilizamos uma análise que incorpora distância filogenética como um substituto (*proxy*) multivariado para os atributos morfológicos. Espécies filogeneticamente próximas tendem a ser morfolologicamente mais similares (Harvey & Pagel 1991, Blomberg & Garland 2002). Para testar se esta premissa é verdadeira (Wiens et al. 2011), selecionamos sete atributos funcionais ecologicamente relevantes que influenciam as interações interespecíficas e o uso do habitat, já testados em estudos anteriores (Both et al. 2010, Strauß et al. 2010, Tabela S1). Os atributos (Tabela S1) foram determinados com base em sete caracteres morfológicos externos (Tabela S2) determinados segundo Altig & McDiarmid (1999). Medimos e caracterizamos girinos ($n = 2$ a 5), entre os estágios 32 e 39 (Gosner 1960), sob microscópio estereoscópico

(Leica MZ75) com ocular micrométrica. Apenas o comprimento total foi determinado com paquímetro digital (Mitutoyo 500-786; precisão 0,01 cm).

Testamos a existência de sinal filogenético nos caracteres morfológicos dos girinos utilizando a estatística K de Blomberg et al. (2003) para atributos contínuos, utilizando o pacote *phytools* (Revell 2012), a estatística D (Fritz & Purvis 2010) para atributos categóricos por meio do pacote *caper* (Orme et al. 2012) e o teste de enviesamento da diversidade de atributos (Pavoine et al. 2010) para atributos morfológicos multiestado no software R (R Core Team 2012).

Análise dos dados

Utilizamos uma análise recentemente proposta por Ulrich et al. (2012) para separar o efeito das variáveis ambientais e da filogenia no padrão de co-ocorrência das espécies. Esta análise calcula três métricas de co-ocorrência de espécies a partir de uma matriz de presença-ausência: agrupado (*clumping*), associado (*togetherness*) e mutuamente excludente (*checkerboard*). Estas métricas são identificadas a partir de submatrizes 2x2 na matriz de presença e ausência de espécies em um conjunto de habitats (Ulrich et al. 2012).

O padrão de co-ocorrência agrupado (*clumping* - C) quantifica pares de espécies que co-ocorrem em pares de habitats, representando pares de espécies que ocorrem de maneira agregada (Ulrich et al. 2012). O padrão associado (*togetherness* - T) quantifica a co-ocorrência de pares de espécies em um habitat e sua não ocorrência conjunta em outro habitat, identificando pares de espécies com exigências de habitat similares. O padrão de co-ocorrência de espécies mutuamente excludente (*checkerboard* - H) quantifica o padrão de exclusão mútua em pares de espécies em pares de habitats e

permite identificar processos de dispersão filogenética, quando pares de espécies próximas tendem a não co-ocorrer e de filtragem ambiental, quando pares de espécies co-ocorrentes são filogeneticamente próximas e ocorrem em locais ambientalmente dissimilares.

Após identificar e construir submatrizes para os três padrões de co-ocorrência de espécies, para verificar se esses padrões são influenciados pela história evolutiva das espécies ou por características do ambiente, foi desenvolvida uma sequência de três análises, conforme a proposta de Ulrich et al. (2012). Primeiramente foram calculadas para cada padrão de co-ocorrência: (i) as diferenças ambientais entre pares de habitats ($C_{\Delta env}$, $T_{\Delta env}$, $H_{\Delta env}$) e (ii) a distância filogenética entre pares de espécies ($C_{\Delta phy}$, $H_{\Delta phy}$, $T_{\Delta phy}$), aplicando o índice de distância Euclidiana média para cada uma das submatrizes de co-ocorrência de espécies. Em seguida, a existência de correlação (R) entre as médias de dissimilaridade ambiental e de distância filogenética foi avaliada em cada submatriz triangular calculada para cada um dos três padrões de co-ocorrência de espécies: $RC_{\Delta env \Delta phy}$ (*clumping*), $RH_{\Delta env \Delta phy}$ (*checkerboard*), $RT_{\Delta env \Delta phy}$ (*togetherness*), através do coeficiente de correlação de Pearson. A análise de correlação avalia a influência do parentesco e de variáveis ambientais nas três métricas de co-ocorrência de espécies. Finalmente, aplicamos um modelo nulo com linhas fixas e colunas restritas (*independent swap*) para calcular a significância destas correlações, com base em 2.400 aleatorizações de cada submatriz de co-ocorrência. A significância das correlações em comparação com o modelo nulo também foi avaliada pelo teste Z-score (efeito do tamanho padronizado; Ulrich et al. 2012), no qual efeitos positivos e negativos do ambiente e da filogenia resultam de comparações dos valores (*scores*)

observados com os esperados pelo modelo nulo. Desse modo, ao comparar as relações de parentesco entre os padrões de co-ocorrência das espécies e o grau de dissimilaridade ambiental entre os corpos d'água com o resultado do modelo nulo, é possível distinguir seis processos atuantes na estruturação das comunidades:

(i) filtragem ambiental - quando existem pequenas diferenças nas características ambientais entre os habitats; isto fará com que espécies com características semelhantes co-ocorram mais que o esperado ao acaso (Kluge & Kessler 2011, Parra et al. 2010) por possuírem determinados atributos que possibilitem sua sobrevivência;

(ii) dispersão ambiental - quando os habitats apresentam características ambientais distintas, que exercem forte influência sobre a co-ocorrência das espécies, independentemente do grau de parentesco entre elas (Ulrich et al. 2012).

(iii) agrupamento filogenético - quando as espécies que co-ocorrem são filogeneticamente próximas, o que resulta de forte influência da história evolutiva das espécies, independentemente do grau de similaridade/dissimilaridade ambiental (Ulrich et al. 2012);

(iv) dispersão filogenética - quando as espécies que co-ocorrem são filogeneticamente distantes; o que indica a influência de competição na distribuição das espécies (Ulrich et al. 2012);

(v) conservação de nicho – indica que espécies filogeneticamente próximas co-ocorrem em ambientes com características semelhantes e espécies filogeneticamente distantes ocorrem em ambientes com características distintas (Ulrich et al. 2012);

(vi) divergência de nicho – indica que espécies filogeneticamente distantes co-ocorrem em habitats similares e espécies próximas apresentam padrão de ocorrência idêntico em ambientes dissimilares (Ulrich et al. 2012).

A análise foi realizada no *software Niche* (Ulrich 2012).

RESULTADOS

As variáveis ambientais não foram correlacionadas com o espaço ($r_m = 0,307$; $P = 0,96$), ou seja, poças mais próximas não possuem características ambientais mais semelhantes (Figura S1). Verificamos que quatro dos sete atributos (57.1%) exibiram sinal filogenético (Tabela S3). Assim, aparentemente a filogenia pode ser considerada um substituto (*proxy*, Webb 2000) multivariado adequado para os atributos funcionais, indicando que espécies próximas possuem caracteres similares.

Registramos 11.293 girinos de 20 espécies e cinco famílias (Tabela 2; Figura 5). *Scinax littorallis* e *Scinax perpusillus* foram excluídas das análises, pois apenas um indivíduo foi encontrado em nossas amostras. Os resultados encontrados serão apresentados abaixo, separadamente, para efeito do ambiente, do parentesco entre as espécies e de ambos os processos nos padrões de co-ocorrência das espécies.

Efeito das características do ambiente na co-ocorrência das espécies

O resultado do teste de *Z-score* para os pares de habitats para padrão de co-ocorrência agrupado (*clumping* - C_{env}) foi negativo para três das quatro variáveis ambientais (Tabela 3). Isto indica que pares de espécies tenderam a ocorrer em pares de poças com características semelhantes. No entanto, este padrão não foi significativo,

sugerindo que não há influência do ambiente sobre as espécies com padrão de co-ocorrência agrupado.

Para pares de espécies com padrão de co-ocorrência associado (*togetherness* - T_{env}) a influência das variáveis ambientais diferiu. A relação do hidroperíodo com a co-ocorrência das espécies com exigências de hábitat semelhantes foi significativamente positiva ($Z = 2,283$; $P = 0,04$; Tabela 3), demonstrando que pares de espécies ocorreram em poças com hidroperíodos diferentes. Por outro lado, a relação do pH com as espécies com padrão de co-ocorrência associado foi significativamente negativa ($Z = -1,826$; $P = 0,02$; Tabela 3), indicando a ação de filtro ambiental, pois pares de espécies com exigências de habitats semelhantes ocorreram em poças com valores de pH similares.

Os pares de espécies com padrão de co-ocorrência mutuamente excludente (*checkerboard* - H_{env}) apresentaram relação significativamente positiva com a cobertura de dossel ($Z = 2,37$; $P = 0,04$). Isso indica que pares de espécies se excluem devido às diferentes porcentagens de cobertura de dossel dos corpos d'água, segregando espécies de área florestal e aberta (Tabela 3).

Conjuntamente, a influência das características do ambiente sobre as espécies com exigências de hábitat semelhantes e sobre as espécies mutuamente excludentes indicam sinal de filtragem ambiental, evidenciando que a cobertura de dossel e o pH dos corpos d'água estão agindo como filtros ambientais, selecionando espécies ecologicamente similares.

Influência da filogenia na co-ocorrência das espécies

Para espécies com padrão de co-ocorrência associado (*togetherness* - T_{phyl}) a relação da distância filogenética entre pares de espécies que co-ocorrem foi significativamente negativa ($Z = -1,88$; $P = 0,02$; Tabela 3). Esse resultado indica que os pares de espécies com exigências de habitats similares são filogeneticamente próximos.

Embora as espécies com os outros dois padrões de co-ocorrência (*clumping* e *checkerboard*) não tenham sofrido influência significativa da filogenia, os resultados são condizentes e indicam uma tendência de agrupamento filogenético na comunidade. A relação da distância filogenética entre pares de espécies com padrão de co-ocorrência agrupado (*clumping* - C_{phyl}) foi negativa, indicando que espécies que co-ocorrem são filogeneticamente próximas. Para as espécies com co-ocorrência mutuamente excludente (*checkerboard* - H_{phyl} ; Tabela 3) a relação da distância filogenética foi positiva, indicando que pares de espécies que se excluem são filogeneticamente distantes.

Efeito da filogenia e do ambiente na co-ocorrência das espécies

O resultado do teste Z-score para a influência da distância filogenética entre pares de espécies com padrão de co-ocorrência agrupado (*clumping* - $RC_{\Delta_{\text{env}}\Delta_{\text{phyl}}}$) foi significativamente negativo (Tabela 3). Isto sugere que espécies que ocorreram de maneira agregada na comunidade são filogeneticamente próximas e tenderam a co-ocorrer em pares de locais com diferentes temperatura ($Z = -2,116$; $P = 0,04$; Tabela 3). Três das quatro correlações entre a filogenia e as variáveis ambientais para as espécies com padrão de co-ocorrência mutuamente excludente (*checkerboard* - $RH_{\Delta_{\text{env}}\Delta_{\text{phyl}}}$) foram positivas, porém não significativas (Tabela 3), sugerindo que pares de espécies

filogeneticamente distantes tendem a ser segregados em pares de locais ambientalmente diferentes.

A maioria das correlações entre a distância filogenética e ambiental para espécies com exigências de hábitat semelhantes (*togetherness* - $RT_{\Delta_{env}\Delta_{phyl}}$) foi negativa (Tabela 3), indicando que pares de espécies filogeneticamente próximas tenderam a ocorrer em locais dissimilares em relação à cobertura de dossel ($Z = -2,39$; $P = 0,02$) e temperatura ($Z = -2,037$; $P = 0,04$; Tabela 3). De maneira geral, as três métricas analisadas elações entre o ambiente e a relação de parentesco indicam processo de divergência de nicho entre espécies com padrão de co-ocorrência agrupado e associado.

DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que a cobertura de dossel, hidroperíodo, temperatura e pH dos corpos d'água foram relacionados com os padrões de co-ocorrência de girinos na comunidade. As espécies com ocorrência agrupada e as com ocorrência associada foram influenciadas pela filogenia e pelas variáveis ambientais dos corpos d'água, indicando processo de divergência filogenética de nicho como regulador da montagem de comunidades. Essas espécies são filogeneticamente próximas e tenderam a co-ocorrer em corpos d'água com diferentes graus de cobertura de dossel e temperatura da água. Os pares de espécies com padrão de co-ocorrência mutuamente excludente foram influenciados somente pelas características do ambiente, e seu padrão de ocorrência foi independente do grau de parentesco. Isto indica uma forte influência do ambiente na seleção das espécies em cada hábitat (filtro ambiental, *sensu* Keddy 1992). Os pares de espécies com distribuição mutuamente excludentes (*checkerboard*) foram influenciados

pela cobertura de dossel dos corpos d'água, pois detectamos dois conjuntos de espécies, independente da relação de parentesco entre elas: espécies que ocorrem em corpos d'água localizados no interior da mata (*e.g.* *Aplastodiscus eugenioi*) e espécies associadas a áreas abertas (*e.g.*, *Hypsiboas albomarginatus* e *Dendropsophus minutus*). Na escala da paisagem, a cobertura de dossel é um importante gradiente que influencia a distribuição de anuros (Werner & Glennemeier 1999, Werner et al. 2007). Em poças com dossel fechado, a riqueza de espécies (Burne & Griffin 2005, Werner et al. 2007) e o desempenho de girinos (Schiesari 2006) são menores, devido às menores incidência de luz, temperatura da água, e quantidade de oxigênio dissolvido, que afetam a quantidade a qualidade de nutrientes na água (Schiesari 2006). Em acordo com essas informações, encontramos pequena riqueza de espécies nos corpos d'água localizados no interior de floresta. Muitas espécies não toleram essas condições e por isso, a cobertura de dossel está agindo como filtro para espécies, selecionando girinos com atributos adequados, que lhes permitam sobreviver nestes ambientes. Outros estudos também demonstraram que poças com dossel fechado representam ambientes severos não só para girinos (Schiesari 2006), como também para outros táxons aquáticos, como larvas de odonata (McCauley et al. 2008) e caramujos (Hovermann et al. 2011). Este resultado indica que o ambiente está influenciando fortemente a montagem das comunidades, já que somente um conjunto de espécies com determinadas características fenotípicas são capazes de co-ocorrer (Webb et al. 2002).

Os pares de espécies com exigências de habitats semelhantes (padrão de co-ocorrência associada) foram influenciados de maneiras distintas por diferentes características do ambiente. O pH selecionou espécies com exigências de habitats

semelhantes funcionando como um filtro ambiental. O pH da água, que indica a concentração de íons de hidrogênio dos ambientes aquáticos (Esteves 1988), é o parâmetro químico dos ambientes aquáticos que provavelmente mais afeta a fisiologia, ecologia e comportamento dos girinos (Ultisch et al. 1999). No ambiente natural a concentração de íons de hidrogênio (H^+) e hidroxila (OH^-) não são constantes, variando de acordo com a concentração de sais, ácidos e bases no meio (Esteves 1988). Dessa forma, o pH atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular dos organismos, interferindo no transporte iônico intra e extra celular e entre os indivíduos e o meio (Esteves 1988). Portanto, o grau de acidez-alcalinidade da água pode afetar diretamente o desenvolvimento dos girinos, alterando o metabolismo e o desempenho dos indivíduos (Ultisch et al. 1999), o que explica sua influência como filtro ambiental, selecionando espécies com atributos semelhantes. Em relação ao hidroperíodo, as espécies com co-ocorrência associada foram encontradas tanto em poças temporárias como permanentes. O hidroperíodo dos corpos d'água é uma característica ambiental conhecida por influenciar a riqueza de espécies de anfíbios (*e.g.*, Wellborn et al. 1996, Babbitt et al. 2003, Werner et al. 2007) e a estrutura das comunidades, pois está correlacionado com uma demanda conflitante (*trade-off*) entre probabilidade de dessecação e presença de predadores (Wellborn et al. 1996, Skelly 1997). O gradiente de hidroperíodo tem sido relacionado com gradientes de predação (Skelly 1997, Wellborn et al. 1996), pois em poças temporárias há menor risco de predação e maior risco de dessecação, quando comparado com corpos d'água permanentes nos quais ocorrem predadores de girinos importantes como peixes (Beebee 1996). Na área amostrada, mesmo nos meses mais secos, entre junho e agosto, a precipitação média

mensal nunca é inferior a 80 mm (Joly et al. 2012). Com isso, existe uma grande quantidade de corpos d'água temporários disponíveis, além dos permanentes, fazendo com que as espécies talvez não possam distinguir e não apresentem distribuições restritas a ambientes temporários ou permanentes. O grande volume de chuvas minimizam o efeito do hidroperíodo na co-ocorrência de espécies, pois tornam a utilização de corpos d'água temporários menos arriscada do que em outras fisionomias, como Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual, onde a estação seca é pronunciada e a estação chuvosa tem início imprevisível e intermitente (Rossa-Feres et al. 2001, Santos et al. 2007, Provete et al. 2011, Silva & Rossa-Feres 2011).

A história evolutiva explica parte do padrão de co-ocorrência das espécies, pois detectamos que os pares de espécies com co-ocorrência agrupada (*clumping*) são constituídos por espécies filogeneticamente distantes que co-ocorrem em habitats com mesma temperatura. Isso indica divergência de nicho causada por competição, pois apenas espécies filogeneticamente distantes co-ocorrem de maneira agrupada. Quando a competição interespecífica é uma força dominante na estruturação das comunidades, espécies proximamente aparentadas, por serem semelhantes, tendem a competir mais fortemente entre si, do que espécies distantes, eliminando as espécies competitivamente inferiores. Dessa forma, através da exclusão competitiva, espécies que co-ocorrem de maneira agrupada tenderão a ser filogeneticamente distantes, com atributos funcionais/nichos ecológicos diferentes (dispersão fenotípica), que permitem co-ocorrerem em corpos d'água com diferentes temperaturas.

Os pares de espécies com exigências de habitat semelhantes foram constituídos por espécies filogeneticamente próximas e apresentam padrão de ocorrência idêntico em

corpos d'água com diferentes valores de temperatura e cobertura de dossel. Esse resultado também indica divergência de nicho, possivelmente porque os atributos das espécies são convergentes e as espécies aparentadas co-ocorram em ambientes com diferentes graus de cobertura de dossel e temperatura. As divergências ecológicas entre espécies filogeneticamente próximas podem ser um resultado esperado da evolução por seleção natural (Schluter 2000). Ao mesmo tempo, a filtragem ambiental pode causar a dispersão filogenética se atributos importantes para especialização de hábitat forem convergentes, fazendo com que espécies próximas filogeneticamente possam se especializar em diferentes nichos ecológicos (Losos et al. 2003, Ackerly et al. 2006).

Para ambos os padrões de co-ocorrência (agrupado e associado) o processo de divergência de nicho ecológico é resultado de pelo menos dois mecanismos atuantes: (i) competição como um fator limitante na co-ocorrência de espécies com exigências de habitat semelhantes (Webb et al. 2002) e (ii) evolução de modo convergente nos atributos de linhagens não relacionadas (Cavender-Bare et al. 2006). A competição e outros mecanismos relacionados a processos dependentes da densidade são previstos como tendo forte influência em pequenas escalas espaciais e podem evitar a co-ocorrência de espécies filogeneticamente próximas (Cavender-Bares et al. 2009). Quando as espécies presentes em uma comunidade são filogeneticamente distantes, Webb et al. (2002) sugerem que isto seja resultado da competição causando dispersão de atributos conservados ou de filtro ambiental atuando em espécies com atributos importantes, ecologicamente convergentes. Nossos resultados demonstram que a influência dos processos evolutivos e ecológicos diferem entre as espécies de uma mesma comunidade, dependendo do seu grau de parentesco e padrão de co-ocorrência.

As espécies com co-ocorrência agrupada e associada sofreram a influência de processos históricos e ecológicos e as espécies mutuamente excludentes apenas a influência de processos ecológicos por filtragem ambiental. O que fez com que as espécies ocorram de maneira agrupada nas comunidades foi a relação entre o parentesco e a temperatura da água. O padrão de co-ocorrência associado foi influenciado pelas características ambientais, especificamente pH e hidroperíodo e pela correlação entre a filogenia e pela cobertura de dossel e temperatura dos corpos d'água. O padrão de co-ocorrência mutuamente excludente foi determinado pelo ambiente, especificamente a cobertura de dossel. Esses resultados corroboram a ideia proposta por Richardson (2002), em que as espécies podem seguir diferentes rotas evolutivas no mesmo tipo de corpo d'água.

LITERATURA CITADA

- Ackerly, D. D. 2009. Evolution, origin and age lineages in the Californian and Mediterranean floras. **Journal of Biogeography** 36: 1221-1233.
- Ackerly, D. D.; Schwilk, D. W. & Webb, C. O. 2006. Niche evolution and adaptive radiation: testing the order of trait divergence. **Ecology** 87: S50-S61.
- Alford, R. A. 1999. Ecology: resource use, competition, and predation. In: McDiarmid, R. W. & Altig, R. (Eds.). Tadpole, the biology of anuran larvae. University of Chicago Press, Chicago, p. 240-278.
- Andrade, G. V.; Eterovick, P. C.; Rossa-Feres, D. C. & Schiesari, L. 2007. Estudos sobre girinos no Brasil: histórico, conhecimento atual e perspectivas. In: Nascimento, L. B. & Oliveira, E. (Orgs.) Herpetologia no Brasil II. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, p. 127-146.
- Babbitt, K. J.; Baber, M. J. & Tarr, T. L. 2003. Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient. **Canadian Journal of Zoology** 81: 1539-1552.
- Babbitt, K. J. 2005. The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA. **Wetlands Ecology and Management** 13:269-279.
- Beebee, T. J. C. 1996. Ecology and conservation of amphibians. London, Chapman & Hall. 213p.
- Blomberg, S. P. & Garland, T. Jr. 2002. Tempo and mode in evolution: phylogenetic inertia, adaptation and comparative methods. **Journal of Evolutionary Biology** 15: 899-910.
- Blomberg, S. P.; Garland, T. Jr. & Ives, A. R. 2003. Testing for phylogenetic signal in comparative data: behavioral traits are more labile. **International Journal of Organic Evolution** 57(4): 717-745.
- Both, C.; Cechin, S. Z.; Melo, A. S. & Hartz, S. M. 2010. What controls tadpole richness and guild composition in ponds in subtropical grasslands? **Austral Ecology** 36: 530-536.
- Burne, M. R. & Griffin, C. R. 2005. Habitat associations of pool-breeding amphibians in eastern Massachusetts, USA. **Wetlands Ecology and Management** 13: 147-159.

- Cavender-Bares, J.; Ackerly, D. D.; Baum, D. & Bazzaz, F. 2004. Phylogenetic overdispersion in Floridian oak communities. **American Naturalist** 163: 823-843.
- Cavender-Bares, J.; Keen, A. & Miles, B. 2006. Phylogenetic structure of Florida plant communities depends on taxonomic and spatial scale. **Ecology** 87(7): 109-122.
- Cavender-Bares, J.; Kozak, K. H.; Fine, P. V. A & Kembel, S. W. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters** 12: 693-715.
- Chase, J. M. & Leibold, M. A. 2003. Ecological niches: linking classical and contemporary approaches. University of Chicago Press, Chicago.
- Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Reviews Ecology, Evolutions and Systematics** 31: 343-366.
- Desdevises, Y.; Legendre, P.; Azouzi, L. & Morand, S. 2003. Quantifying phylogenetically structured environmental variation. **Evolution** 57: 2647-2652.
- Diniz-Filho, J. A. F. & Vieira, C. M. 1998. Padrões e processos na evolução do tamanho do corpos em carnívoros (Mammalia) da América do Sul. **Revista Brasileira de Biologia** 58(4): 649-657.
- Dray, S.; Péliissier, R.; Couteron, P.; Fortin, M. J.; Legendre, P.; Peres-Neto, P. R.; Bellier, E.; Bivand, R.; Blanchet, F. G.; De Cáceres, M.; Dufour, A. B.; Heegaard, E.; Jombart, T.; Munoz, F.; Oksanen, J.; Thioulouse, J. & Wagner, H. H. 2012. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. **Ecological Monographs** 82: 257-275.
- Eason, G. W. Jr. & Fauth, J. E. 2001. Ecological correlates of anuran species richness in temporary pools: a Field study in South Carolina, USA. **Israel Journal of Zoology** 47:347-365.
- Esteves, F. de A. 1988. Principais cátions e ânions. In: Fundamentsos de limnologia, p.254-275 Eds. Interciência/FINEP. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Eterovick, P. C. & Sazima, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat and predation. **Amphibia-Reptilia** 21: 439-461.
- Fritz, S. A. & Purvis, A. 2010. Phylogenetic diversity does not capture body size variation at risk in the world's mammals. **Proceedings of Royal Society B** 277: 2435-2441.
- Gause, G. F. 1943. The struggle for existence. Williams and Wilkins, Baltimore, MD.

- Gomez-Mestre, I.; Pyron, R. A. & Wiens, J. J. 2012. Phylogenetic analyses reveal unexpected patterns in the evolution of reproductive modes in frogs. **Evolution** 66: 3687-3700
- Gosner, K. L. 1960. A simplified table for staging anura embryos and larvae, with notes on identification. **Herpetologica** 18: 183-190.
- Grafen, A. 1989. The phylogenetic regression. **Philosophical Transactions of Royal Society of London. Series B, Biological Sciences** 326: 119-157.
- Guerry, A. D. & Hunter Jr, M. L. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forest and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. **Conservation Biology** 16(3): 745-754.
- Harvey, P. H. & Pagel, M. 1991. The comparative method in evolutionary biology. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Hecnar, S. J. & M' Closkey, R. T. 1997. Patterns of nestedness and species associations in a pond-dwelling amphibian fauna. **Oikos** 80: 371-381.
- Hoverman, J. T.; Davis, C. J.; Werner, E. E.; Skelly, D. K.; Relyea, R. A. & Yurewicz, K. L. 2011. Environmental gradients and the structure of freshwater snail communities. **Ecography** 34: 1049-1058.
- Hubbell, S. P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Joly, C. A.; Assis, M. A.; Bernacci, L. C.; Tamashiro, J. Y; Campos, M. C. R.; Gomes, J. A. M. A.; Lacerda, M. S.; Santos, F. A. M.; Pedroni, F.; Pereira, L. S.; Padgurschi, M. C.; Prata, E. M. B.; Ramos, E.; Torres, R. B.; Rochelle, A.; Martins, F. R.; Alves, L. F.; Vieira, S. A.; Martinelli, L. A.; Camargo, P. B.; Aidar, M. P. M.; Eisenlohr, P. V.; Simões, E.; Villani, J. P. & Belinello, R. Floristic and phytosociology in permanent plots of the Atlantic Rainforest along an altitudinal gradient in southeastern Brazil. **Biota Neotropica** 12(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n1/en/abstract?article+bn01812012012JOLu>
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science** 3: 157-164.
- Kluge, J. & Kessler, M. 2011. Phylogenetic diversity, trait diversity and niches: species assembly of ferns along a tropical elevation gradient. **Journal of Biogeography** 38: 394-405.

- Kolozsvary, M. B. & Swihart, R. K. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. **Canadian Journal of Zoology** 77: 1288-1299.
- Laan, R. & Verboom, B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. **Biological Conservation** 54: 251-262.
- Leibold, M. A.; Holyoak, M.; Mouquet, N.; Amarasekare, P.; Chase, J. M.; Hoopes, M. F. Holt, R. D.; Shurin, J. B.; Law, R.; Tilman, D.; Loreau, M. & Gonzalez, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters** 7: 601-613.
- Losos, J. B. 1996. Phylogenetic perspectives on community ecology. **Ecology** 77:1344-1354.
- Losos, J. B. 2008. Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. **Ecology Letters** 11: 995-1007.
- Losos, J. B. 2011. Seeing the forest for the trees: the limitations of phylogenies in comparative biology. **The American Naturalist** 177: 709–727.
- Losos, J. B.; Leal, M.; Glor, R. E.; de Queiroz, K.; Hertz, P. E.; Schettino, L. R.; Lara, A. C.; Jackman, T. R. & Larson, A. 2003. Niche lability in the evolution of Caribbean lizard community. **Nature** 424:542-550.
- MacArthur, R. & Levins, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **The American Naturalist** 101: 377-385.
- Maddison, W. & Maddison, D. 2011. Mesquite: a modular system for evolutionary analysis, version 2.5. 2007. Disponível: <http://mesquiteproject.org/mesquite/download.html>
- Mayfield, M. M. & Levine, J. M. 2010. Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. **Ecology Letters** 13: 1085-1093.
- McCauley, S. J.; Davis, C. J.; Relyea, R. A.; Yurewicz, K. L.; Skelly, D. K. & Werner, E. E. 2008. Metacommunity patterns in larval odonates. **Oecologia** 158(2): 329-342.
- McGill, B. J.; Enquist, B. J.; Weiher, E. & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution** 21(4): 178-185.

- Mouquet, N.; Devivtor, V.; Meynard, C. N.; Munoz, F.; Bersier, F. L.; Chave, J.; Couteron, P.; Dalecky, A.; Fontaine, C.; Gravel, D.; Hardy, O. J.; Jabot, F.; Lavergne, S.; Leibold, M.; Mouillot, D.; Münkermüller, T.; Pavoine, S.; Prinzing, A.; Rodrigues, A. S. L.; Rohr, R. P.; Thébault, E. & Thuiller, W. 2012. Ecophylogenetics: advances and perspectives. **Biological Reviews** 87(4): 769-785.
- Orme, D.; Freckleton, R.; Thomas, G.; Petzoldt, T.; Fritz, S.; Isaac, N. & Pearse, W. 2012. Caper: comparative analyses of phylogenetics and evolution in R. R package version 0.5. <http://CRAN.R-project.org/package=caper>
- Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P. R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Steves, M. H. H. & Wagner, H. 2012. Vegan: community ecology Package. R package version 2.0-5. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Parra, J. L.; McGuire, J. A. & Graham, C. H. 2010. Incorporating clade identify in analyses of phylogenetic community structure: an example with hummingbirds. **The American Naturalist** 176(5): 573:587.
- Pavoine, S.; Baguette, M. & Bonsall, M. B. 2010. Decomposition of trait diversity among the nodes of a phylogenetic tree. **Ecological Monographs** 80(3): 485-507.
- Provete, D. B.; Garey, M. V.; Silva, F. R. & Rossa-Feres, D. C. 2011. Anurofauna do noroeste paulista: lista de espécies e chave de identificação para adultos. **Biota Neotropica** 11: 377-391.
- Pyron, R. A. & Wiens, J. J. 2011. A large-scale phylogeny of Amphibia with over 2.800 species, and a revised classification of extant frogs, salamanders, and caecilians. **Molecular Phylogenetics and Evolution** 61: 543-583.
- R Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Revell, L. J.; Harmon, L. J. & Collar, D. C. Phylogenetic signal, evolutionary process, and rate. **Systematic Biology** 57(4): 591-601.
- Revell, L. J. 2012. Phytools: an R package for phylogenetic comparative biology (and other things). **Methods in Ecology and Evolution** 3: 217-223.
- Richardson, J. 2002. A comparative study of phenotypic traits related to resource utilization in anuran communities. **Evolutionary Ecology** 16: 101–122.

- Ricklefs, R. E. & Schluter, D. 1993. Species diversity: regional and historical influences. P. 350-363. *In* R. E. Ricklefs & D. Schluter, Eds. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. University of Chicago Press, Chicago.
- Rossa-Feres, D. de C. & Jim, J. 1994. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia, Rio de Janeiro, RJ** 54(4): 323-334.
- Rossa-Feres, D. de C. & Jim, J. 1996. Distribuição espacial em comunidades de girinos na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). **Revista Brasileira de Biologia, Rio de Janeiro, RJ** 56(2): 309-316.
- Rossa-Feres, D. C. & Jim, J. 2001. Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidade de anuros na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba** 18(2): 439-454.
- Santos, T. G.; Rossa-Feres, D. C. & Casatti, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca do sudeste do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia** 97(1): 37-49.
- Schiesari, L. 2006. Pond canopy cover: a resource gradient for anuran larvae. **Freshwater Biology** 51: 412-423.
- Schluter, D. 2000. Ecological character displacement in adaptive radiation. **The American Naturalist** 156(S4): S4-S16.
- Shaffer, H. B.; Alford, R. A.; Woodward, B. D.; Richards, S. J.; Altig, R. & Gascon, C. 1994. Quantitative sampling of amphibian larvae. Pages 130-140 *in* W. R. Heyer, M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L.-A. C. Hayek, and M. Foster, editors. Measuring and monitoring biological diversity - Standard methods for amphibians. Smithsonian institution press, Washington.
- Silva, F. R. & Rossa-Feres, D. C. 2011. Influence of terrestrial habitat isolation on the diversity and temporal distribution of anurans in a agricultural landscape. **Journal of Tropical Ecology** 27: 327-331.
- Skelly, D. K. & Richardson, J. L. 2010. Larval sampling. Pages 55-70 *in* C. K. Dodd, editor. Amphibian Ecology and conservation, a handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford.
- Skelly, D. K. 1997. Tadpole communities: pond permanence and predation are powerful forces shaping the structure of tadpole communities. **American Scientist** 85: 36-45.

- Strauß, A.; Reeve, E.; Randrianaiaina, R. D.; Vences, M. & Glos, J. 2010. The world's richest tadpole communities show functional redundancy and low functional diversity: ecological data on Madagascar's stream-dwelling amphibian larvae. **BMC Ecology** 10:12.
- Ulrich, W.; Piwczynski, M.; Maestre, F. T. & Gotelli, N. J. 2012. Null model tests for niche conservatism, phylogenetic assortment and habitat filtering. **Methods in Ecology and Evolution** 3: 930-939.
- Ulrich, W. 2012. *Niche* – a FORTRAN program for metacommunity analysis. V. 1.0. Disponível em: <http://www.home.umk.pl/~ulrichw/?Research:Software:Niche>
- Ultisch, G. R.; Bradford, D. F. & Freda, J. 1999. Physiology: coping with the environment. In: McDiarmid R. W.; Altig, R. (eds) Tadpoles: the biology of anuran larvae. The University of Chicago Press, Chicago, pp 189-214.
- Vallan, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. **Biology Conservation** 96: 31-43.
- Vamosi, S. M.; Heard, S. B.; Vamosi, J. C. & Webb, C.O. 2009. Emerging patterns in the comparative analysis of phylogenetic community structure. **Molecular Ecology** 18: 572–592.
- Vasconcelos, T. S.; Santos, T. G.; Rossa-Feres, D. C. & Haddad, C. F. B. 2011. Spatial and temporal distribution of tadpole (Amphibia, Anura) in a seasonal dry tropical forest of southeastern Brazil. **Hydrobiologia** 673: 93-104.
- Webb, C. O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist** 156(2): 145-155.
- Webb, C. O.; Ackerly, D. D.; McPeck, M. A. & Donoghue, M. J. 2002. Phylogenies and community ecology. **Annual Reviews Ecology, Evolutions and Systematics** 33: 475-505.
- Webb, C. O.; Ackerly, D. D. & Kembel, S. W. 2008. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. **Phylogenetics** 24(18): 2098-2100.
- Wellborn, G. A.; Skelly, D. K. & Werner, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. **Annual Reviews Ecology, Evolutions and Systematics** 27: 337-363.
- Werner, E. E. & Glennemeier, K. S. 1999. Influence of forest canopy cover on the breeding pond distributions of several amphibian species. **Copeia** 1: 1-32.

- Werner, E. E.; Yorewicz, K. L.; Skelly, D. K. & Relyea, R. A. 2007. Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. **Oikos** 116: 1713-1725.
- Wiens, J. J. & Graham, C. H. 2005. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. **Annual Reviews Ecology, Evolutions and Systematics** 36: 519-539.
- Wiens, J. J.; Pyron, R. A. & Moen, D. S. 2011. Phylogenetic origins of local-scale diversity patterns causes of Amazonian megadiversity. **Ecology Letters** 14: 643-652.

Tabela 1: Variáveis físicas e químicas da água e características estruturais dos 13 corpos d’água amostrados no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Picinguaba, município de Ubatuba, SP, Brasil. Abreviações: PP = poça permanente; PT = poça temporária; BT = brejo temporário

	Longitude	Latitude	Hidroperíodo (meses)	Cobertura de dossel (%)	Temperatura (°C)	pH
PP1	-44.817	-23.370111	7	78.4 ± 9.95	23.9 ± 1.13	7 ± 0.69
PP2	-44.833558	-23.359129	7	8.4 ± 8.8	24.7 ± 4.03	6.56 ± 0.40
PP3	-44.833586	-23.360768	7	64.9 ± 41.7	22.3 ± 1.48	7 ± 0.27
PT1	-44.848278	-23.345917	6	74.15 ± 5.23	23.3 ± 2.40	6.3 ± 0.14
PT2	-44.832781	-23.359657	2	80.7 ± 8.06	22.3 ± 1.48	6.01 ± 0.41
PT3	-44.85075	-23.357139	3	93.6 ± 2.54	23 ± 1.97	6.11 ± 0.68
BT1	-44.826528	-23.364028	6	95.8 ± 3.74	23.4 ± 2.12	6 ± 0.38
BT2	-44.821417	-23.363278	2	95.3 ± 0.14	22.4 ± 0.91	6.11 ± 0.26
BT3	-44.817222	-23.35825	5	86.1 ± 14.2	22.6 ± 3.25	6.48 ± 0.37
BT4	-44.818528	-23.376944	6	91.9 ± 2.55	23.1 ± 2.26	6.22 ± 0.29
BT5	-44.824917	-23.362806	6	97.5 ± 0	23.8 ± 1.76	5.81 ± 0.50
BT6	-44.814917	-23.353806	5	96.1 ± 0.14	20.6 ± 1.41	6.51 ± 0.41
BT7	-44.833447	-23.358824	6	0	23 ± 2.54	6.19 ± 0.17

Tabela 2: Ocorrência dos girinos das 20 espécies de anuros registradas em 12 corpos d'água amostrados entre setembro de 2011 e março de 2012, no Parque Estadual da Serra do Mar - núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil. Abreviações: PP = poça permanente; PT = poça temporária; BT = brejo temporário

	PP1	PP2	PP3	PT1	PT3	BT1	BT2	BT3	BT4	BT5	BT6	BT7
<i>Rhinella ornata</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aplastodiscus eugenioi</i>	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0
<i>Bokermannohyla</i> sp (aff.) <i>hylax</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dendropsophus berthalutzae</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dendropsophus elegans</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dendropsophus minutus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hypsiboas albomarginatus</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hypsiboas faber</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scinax</i> sp (aff.) <i>alter</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scinax argyreornatus</i>	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scinax hayii</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scinax littoralis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scinax perereca</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scinax trapicheiroi</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Scinax perpusillus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leptodactylus latrans</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Physalaemus atlanticus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Chiasmocleis carvalhoi</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elachistocleis ovalis</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1

Tabela 3: Tamanho do efeito padronizado (Z-score) para os três padrões de co-ocorrência de girinos. * $P < 0.05$. Valores significativos obtidos após aleatorização da matriz de presença-ausência com modelo nulo fixo-fixo. Abreviações: Δenv = distância ambiental; $R_{\Delta env \Delta phyl}$ = correlação entre ambiente e distância filogenética; $\Delta phyl$ = distância filogenética.

Padrão de co-ocorrência		Hidroperíodo	Cobertura de dossel	Temperatura	pH
Agrupado <i>(clumping)</i>	Δenv	-1,164	-1,501	0,84	-1,212
	$R_{\Delta env \Delta phyl}$	-1,132	2,05	-2,116*	1,642
	$\Delta phyl$	-0,419			
Mutuamente excludente <i>(checkerboard)</i>	Δenv	1,97	2,378*	0,126	-1,52
	$R_{\Delta env \Delta phyl}$	2,842	-0,468	0,675	0,175
	$\Delta phyl$	0,935			
Associado <i>(togetherness)</i>	Δenv	2,283*	2,208	0,277	-1,826*
	$R_{\Delta env \Delta phyl}$	-0,419	-2,39*	-2,037*	0,847
	$\Delta phyl$	-1,88*			

Tabela S1: Atributos morfológicos utilizados para testar a existência de sinal filogenético, seguindo considerações feitas por Altig & McDiarmid 1999, Both et al. 2010 e Strauß et al. 2010.

ATRIBUTO MORFOLÓGICO	ATRIBUTO ECOLÓGICO	TIPO VARIÁVEL
Comprimento total		
Altura da nadadeira dorsal	Uso do microhábitat: posição na coluna d'água	Variável Contínua
Formato do corpo (vista lateral)	Uso do microhábitat: posição na coluna d'água e indica o modo de forrageamento	Variável Multiestado
		Globoso = 0
		Globoso deprimido = 1
		Triangular = 2
		Triangular deprimido = 3
Posição da abertura oral	Tipo de alimento	Variável Multiestado
		Ventral = 0
		Anteroventral = 1
		Anterior/terminal = 2
Número total de fileiras de denticulos	Tipo de alimento	Variável contínua
Flagelo	Uso do microhábitat: posição na coluna d'água	Variável Categórica
		Presente = 1
		Ausente = 0
Posição dos olhos	Uso do microhábitat: posição na coluna d'água	Variável Categórica
		Dorsal = 0
		Lateral = 1

Tabela S2: Caracterização morfológica dos girinos de 18 das 20 espécies de anuros registradas em 12 corpos d'água no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Picinguaba, Ubatuba – SP. Para compreender a caracterização, veja Tabela S1.

	Altura nadadeira dorsal (mm)	Comprimento total (mm)	Posição dos olhos	Formato do corpo	Posição abertura oral	Fileiras de denticulos	Flagelo
<i>R. ornata</i>	1.55 ± 0.09	20.15 ± 0.84	0	1	0	5	0
<i>A. eugenioi</i>	2.21 ± 0.41	47.78 ± 4.27	0	1	0	6	0
<i>B. hylax</i>	1.28	33.47	0	1	1	6	0
<i>D. berthalutzae</i>	0.76 ± 0.07	19.48 ± 2.16	1	1	1	2	1
<i>D. elegans</i>	2.14 ± 0.09	33.5 ± 2	1	3	2	1	1
<i>D. minutus</i>	2.03 ± 0.18	27.86 ± 2.02	1	2	2	3	1
<i>H. albomarginatus</i>	3.62 ± 0.21	49.16 ± 4.34	0	0	0	4	0
<i>H. faber</i>	6.24 ± 0	59.65 ± 1.32	0	0	1	6	0
<i>S. alter</i>	2.4 ± 0.20	31.45 ± 1.24	1	3	1	5	0
<i>S. argyreornatus</i>	1.18 ± 0.18	18.14 ± 1.24	0	1	0	5	0
<i>S. hayii</i>	3.65 ± 0.41	29.02 ± 2.27	1	2	1	5	0
<i>S. perereca</i>	2.88 ± 0.30	31.31 ± 4.33	1	2	1	5	0
<i>S. trapicheiroi</i>	1.34 ± 0.24	25.44 ± 2.08	1	1	0	5	0
<i>T. mesophaeus</i>	2.11 ± 0.13	31.78 ± 2.56	1	1	0	11	0
<i>L. latrans</i>	3.17 ± 0.45	47.7 ± 3.72	0	0	1	5	0
<i>P. atlanticus</i>	1.34 ± 0.16	18.63 ± 2.10	0	1	0	5	0
<i>C. carvalhoi</i>	1.82 ±	20.31 ±	1	1	2	0	1
<i>E. ovalis</i>	0.85 ± 0.03	24.4 ± 3.11	1	1	2	0	0

Tabela S3. Resultados do teste de sinal filogenético para sete atributos ecologicamente relevantes de girinos. Para interpretação dos resultados veja texto.

Atributos	Natureza	Valor da Estatística	Significância
Comprimento total	Contínuo	K = 0.915	P = 0.021
Altura da nadadeira dorsal	Contínuo	K = 0.611	P = 0.142
Formato do corpo	Multiestado	Root skewness test = 0.535	P = 0.98
Posição da abertura oral	Multiestado	Root skewness test = 0.616	P = 0.43
Fileiras de denticulos	Contínuo	K = 1.142	P = 0.001
Presença de flagelo	Catégorico	D = -1.127	P (D<1) = 0.014
Posição dos olhos	Catégorico	D = -1.419	P (D<1) = 0.001

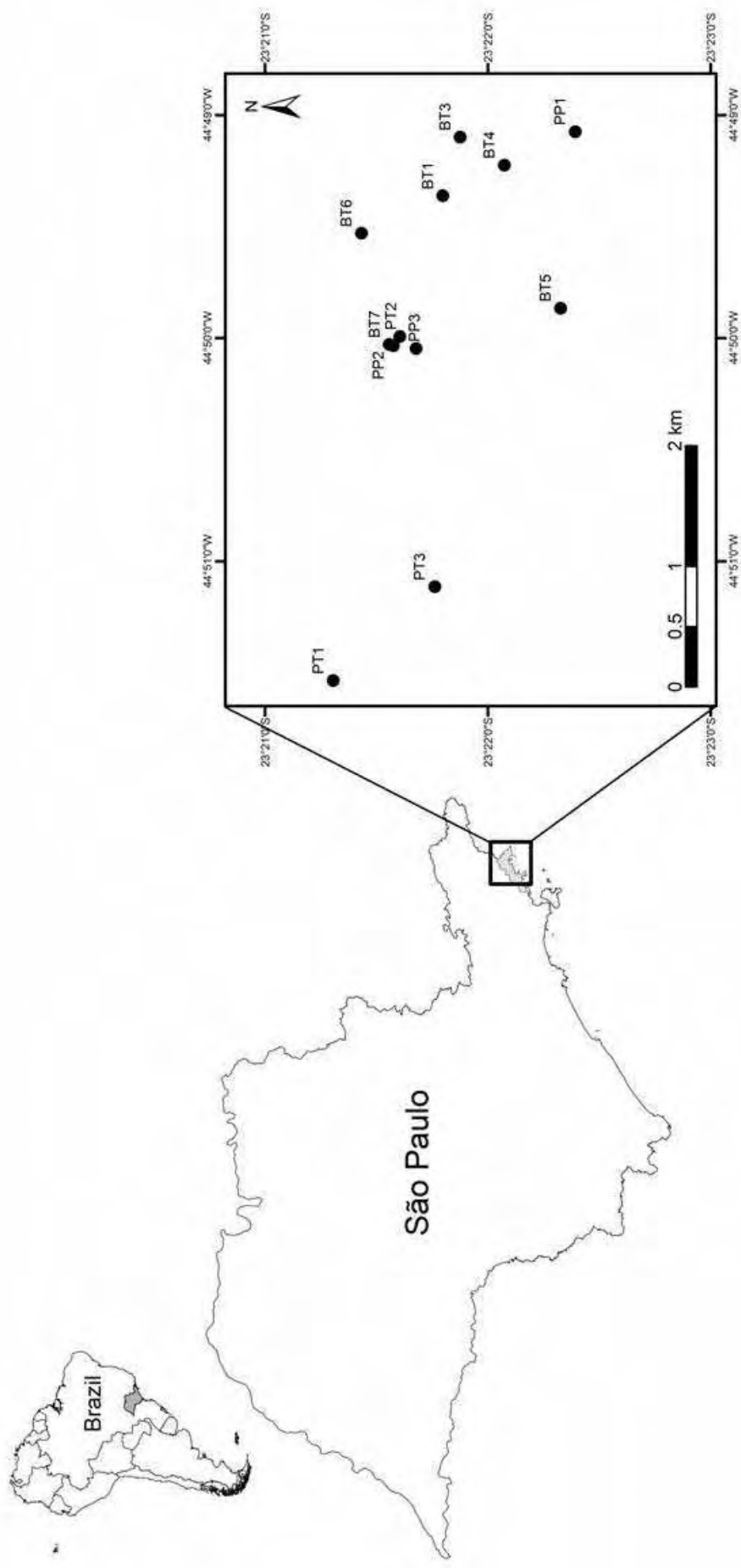


Figura 1: Localização geográfica da área de estudo e distribuição espacial dos corpos d'água amostrados no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Picinguaba, município de Ubatuba, São Paulo, Sudeste do Brasil.



Figura 2: Corpos d'água amostrados entre setembro de 2011 a março de 2012 no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Picinguaba, Ubatuba, SP, Brasil. Abreviações: PP = poça permanente; PT = poça temporária; BT = brejo temporário.

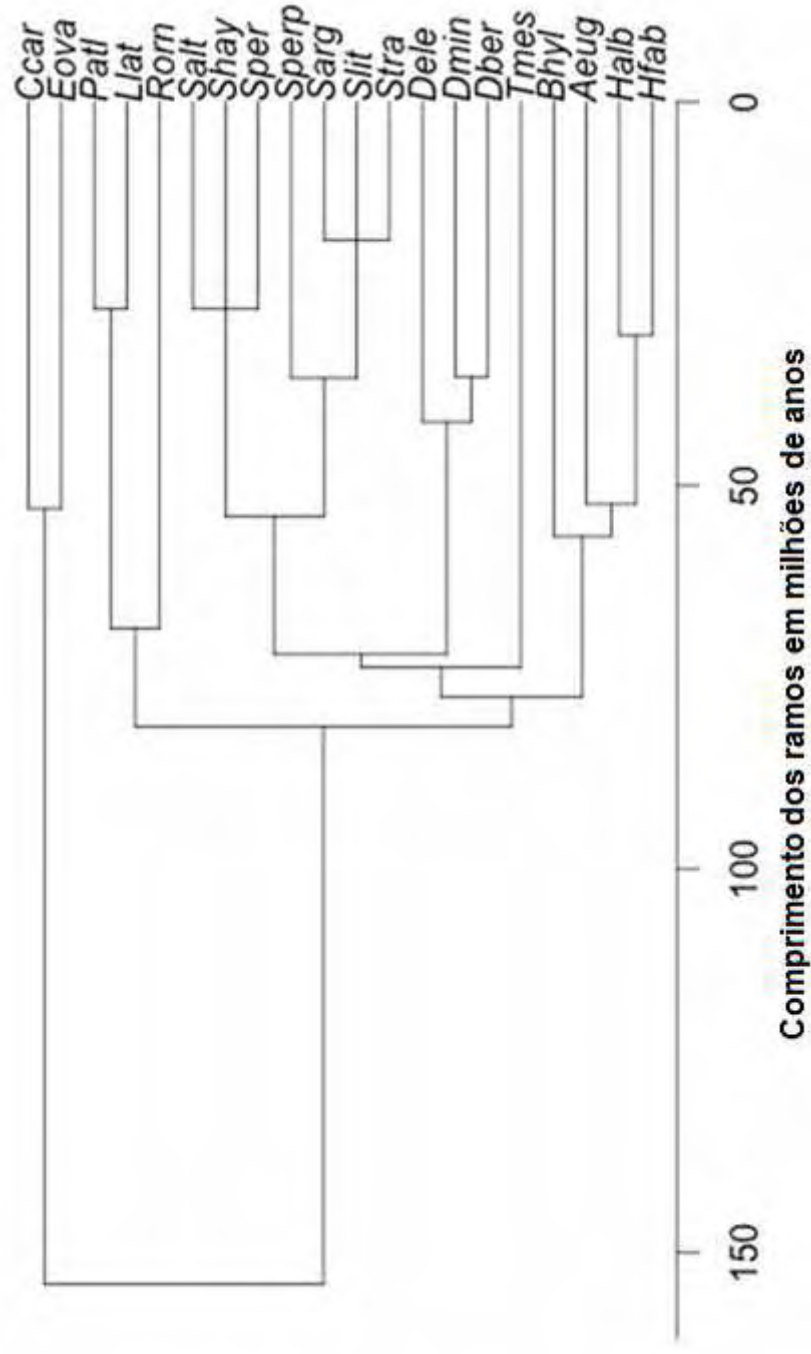


Figura 3: Árvore filogenética hipotética, demonstrando a relação de parentesco entre as espécies de anuros em fase larval registradas no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Picinguaba, Ubatuba, SP, Brasil. Abreviações: Ccar = *Chiasmocleis carvalhoi*; Eova = *Elachistocleis ovalis*; Patl = *Physalaemus atlanticus*; Llat = *Leptodactylus latrans*; Rorn = *Rhinella ornata*; Salt = *Scinax sp (aff.) alter*; Shay = *Scinax hayii*; Sper = *Scinax perereca*; Sperm = *Scinax perpusillus*; Sarg = *Scinax argyreornatus*; Slit = *Scinax littoralis*; Stra = *Scinax trapicheiroi*; Dele = *Dendropsophus elegans*; Dmin = *Dendropsophus minutus*; Dber = *Dendropsophus berthaltutae*; Tmes = *Trachycephalus mesophaeus*; Bhyl = *Bokermannohyla sp (aff.) hylax*; Aeug = *Aplastodiscus eugenioi*; Halb = *Hypsiboas albomarginatus*; Hfab = *Hypsiboas faber*.

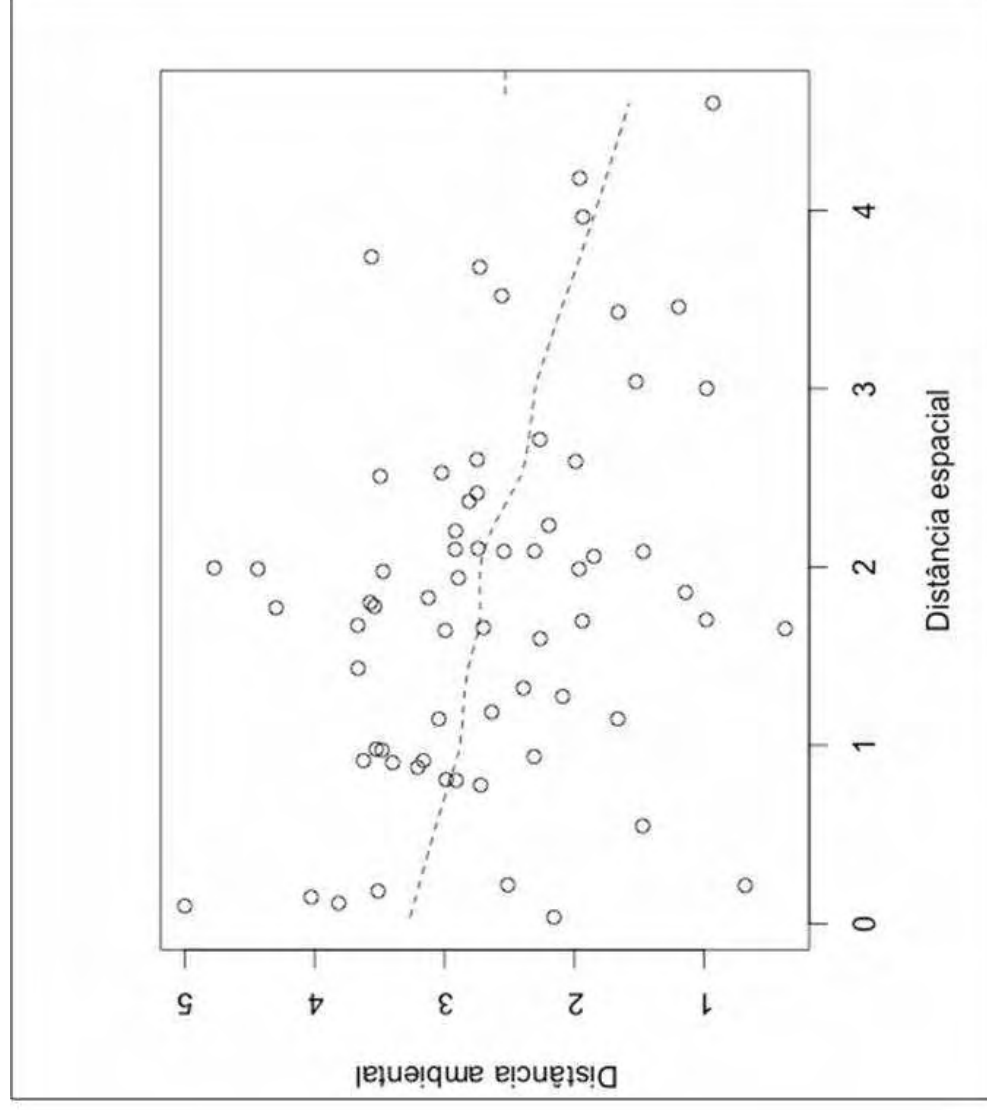


Figura S1: Correlação entre distância ambiental e distância espacial dos corpos d'água amostrados no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Picinguaba, Ubatuba, SP.

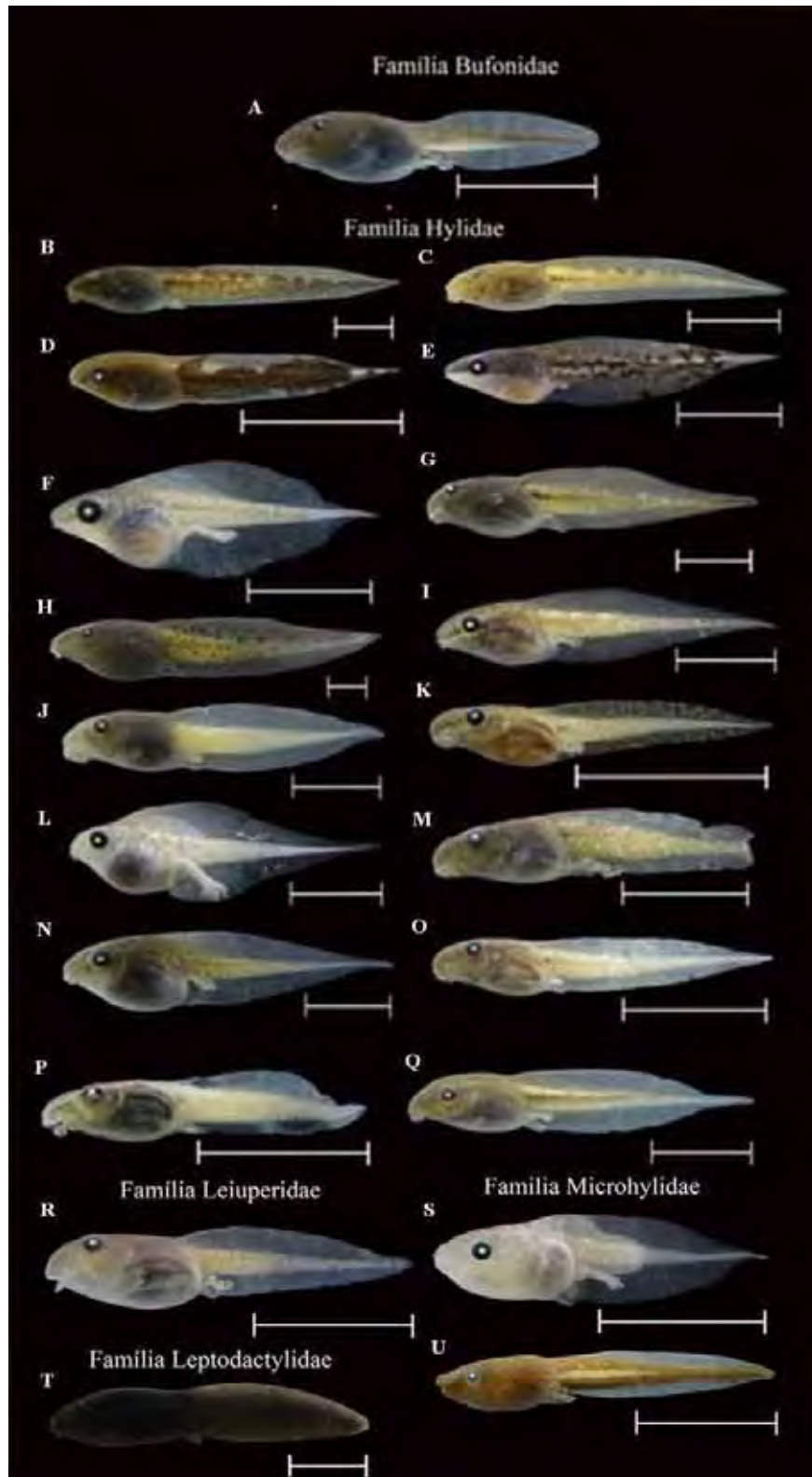


Figura 4: Espécies de anuros em fase larval registradas no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo de Picinguaba, Ubatuba, SP, Brasil. A = *Rhinella ornata*; B = *Aplastodiscus eugenioi*; C = *Bokermannohyla* aff. *hylax*; D = *Dendropsophus berthalutzae*; E = *Dendropsophus elegans*; F = *Dendropsophus minutus*; G = *Hypsiboas albomarginatus*; H = *Hypsiboas faber*; I = *Scinax* aff. *alter*; J = *Scinax* aff. *angrensis*; K = *Scinax argyreornatus*; L = *Scinax hayii*; M = *Scinax littoralis*; N = *Scinax perereca*; O = *Scinax trapicheiroi*; P = *Scinax perpusillus*; Q = *Trachycephalus mesophaeus*; R = *Physalaemus atlanticus*; S = *Chiasmocleis carvalhoi*; T = *Leptodactylus latrans*; U = *Elachistocleis* aff. *ovalis*.