



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

Estrutura e dinâmica de uma comunidade de anuros no
***hotspot* de biodiversidade do Cerrado**

ALMIR DE PAULA

Brasília – DF

2012

Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal

Estrutura e dinâmica de uma comunidade de anuros no
***hotspot* de biodiversidade do Cerrado**

Orientador: Guarino Rinaldi Colli, Ph.D.

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Brasília – DF

2012




Dissertação de Mestrado

ALMIR DE PAULA

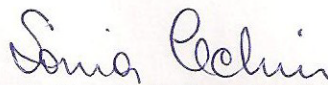
Título:

**“Estrutura e dinâmica de uma comunidade de anuros no
hotspot de biodiversidade do Cerrado.”**


Comissão Examinadora:




Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli
Presidente / Orientador
UnB



Prof. Dra. Sônia Zanini Cechin
Membro Titular Externo não Vinculado ao Programa
UFSM



Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira
Membro Titular Interno não Vinculado ao Programa
UnB



Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão
Membro Suplente
Interno Vinculado ao Programa
UnB

Brasília, 31 de Julho de 2012.

Dedico aos meus pais,
minha eterna fortaleza.

“Que os nossos esforços desafiem as impossibilidades.
Lembrai-vos que as grandes proezas da história foram
conquistadas daquilo que parecia impossível”.

Charles Chaplin

Agradecimentos

Agradeço a Deus pelo mérito por ter chegado até o fim com garra, motivação e inspiração. O caminho foi longo, com muitas pedras, mas por fim tudo deu certo.

Ao meu pai, meu ombro amigo, fortaleza, fonte de inspiração exemplo a seguir. À ele todo meu amor, e aqui o resultado de um esforço conjunto.

À minha mãe, atenciosa e amável, preocupada e dedicada. Noites em claro e lágrimas resumem a saudade que sinto toda noite do único tesouro que tenho. À você mãe, meu amor incondicional e infinito.

Ao meu orientador Guarino, pelos momentos de crescimento e aprendizado, suor e cansaço. Tudo foi aprendizado! Sou grato pelas oportunidades, pelas risadas, palavras amigas e até mesmo pelos puxões de orelha. Foste como um pai guiando meu caminho, com tudo eu aprendi. Obrigado!

À Alison Gainsbury por ter me acolhido e ter sido o primeiro elo de amizade verdadeira que eu tive na CHUNB. Me motivou a tentar, e se hoje eu consegui é porque você me ajudou.

Agradeço ao meu braço direito nos trabalhos de campo, Maya Maia. Quanta risada e quanto trabalho, companheira e dedicada, esse trabalho todo também é mérito seu. O campo não é o mesmo sem você.

Agradeço a todas as pessoas que me ajudaram muito no campo e no laboratório: Bobô, Tamara, Tatá, Ísis, Marizinha, Renan, Bernardo, Jose, Tânia, Gabriel, Nicolás, Reuber.

Agradeço aos amigos da CHUNB: Guarino, Alison, Lalá, Ísis, Maya, Renan, Bobô, Marizinha, Nicolás, Jose, Davi, Bernardo, Tânia, Tatá, Marcela S., Marcela B., Guth, Gabriel, Tamara, Heitor, Ana Carolina, Ana H., Mari Stein, Mari Mira, Josué, Jé Fenker, Léo, Jéssica, Glauber, Cecília, Pedro, Débora, Roger, Fabricius. Enfim, todos que sempre

estiveram por perto, tirando dúvidas ajudando da maneira como podiam. Hoje a certeza é de que nossa amizade ficará para sempre.

Agradeço aos meus amigos Thiago (nordestino) e Eliana (mulher samambaia) pela amizade que temos, pela ajuda que sempre me deram e também pelas nossas longas conversas esclarecedoras. E muito bom poder contar com vocês.

Agradeço aos meus amigos da Colina Bruno, Virgílio, Vinícius, Verenna e Nádia pelos momentos felizes que tivemos, somos irmãos de verdade.

Agradeço à banca pelas contribuições.

À todos os servidores da Estação ecológica de Águas Emendadas pelo acesso à reserva e pela ajuda durante o período.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia, em especial à sra. Ivanete, pelo acesso às informações climáticas para a execução desse trabalho.

Ao Pedro de Podestá pelo mapa da Estação Ecológica de Águas Emendadas.

Agradeço à CAPES pela bolsa.

ÍNDICE

RESUMO.....	1
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO.....	5
MÉTODOS.....	7
ÁREA DE ESTUDO	7
AMOSTRAGEM DOS ANUROS	8
ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	10
RESULTADOS	17
NÚMERO DE REGISTROS, RIQUEZA E EQUIDADE	17
ANÁLISE DE GRADIENTE	18
PADRÕES DE COCORRÊNCIA.....	19
PADRÕES DE SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS.....	19
DINÂMICA DA COMUNIDADE.....	20
DIVERSIDADE E ESTRUTURA FILOGENÉTICA.....	22
DISCUSSÃO	22
NÚMERO DE REGISTROS, RIQUEZA E EQUIDADE	22
ANÁLISE DE GRADIENTE	24
PADRÕES DE COCORRÊNCIA.....	24
PADRÕES DE SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS.....	25
DINÂMICA DA COMUNIDADE.....	26
DIVERSIDADE E ESTRUTURA FILOGENÉTICA.....	27
CONCLUSÕES.....	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
TABELAS.....	42
LEGENDAS DAS FIGURAS.....	59
FIGURAS	62

RESUMO

Investigar os processos que organizam comunidades biológicas é um dos objetivos dos estudos ecológicos. Variações espaciais e temporais, e ainda, interações interespecíficas tem determinado os padrões de coocorrência das espécies. Além disso, recentemente tem-se observado a importância dos fatores históricos sobre a estrutura das comunidades. O objetivo deste estudo foi investigar os processos que estruturam uma comunidade de anuros do Cerrado do Brasil central, em três tipos de vegetação na Estação Ecológica de Águas Emendadas. Durante um ano eu registrei semanalmente a distribuição das espécies ao longo de 12 transeções em áreas de campo úmido, cerrado *sensu stricto* e mata de galeria. Registrei os habitats e microhabitats ocupados e quantifiquei variáveis estruturais das fisionomias. Obtive também informações climáticas da área de estudo e criei uma hipótese filogenética para explicar a influência dos fatores históricos sobre a comunidade. Eu registrei 708 anuros, compreendendo 19 espécies e 5 famílias. A comunidade de anuros de Águas Emendadas não é estruturada, e apresenta alta sobreposição de nicho espacial e temporal. A cobertura de dossel parece ser a variável mais importante para a ocorrência das espécies. As espécies foram mais associadas a períodos com maior pluviosidade e temperatura mínima, e negativamente relacionadas com insolação. Existe agrupamento filogenético por microhabitats e meses ocupados predominantemente por espécies de Hylidae. A correlação entre distância filogenética e coocorrência foi significativa apenas para microhabitats, indicando maior coocorrência entre espécies aparentadas que o esperado ao acaso, de forma que, o tipo de vegetação parece estar selecionando as espécies no local. Ainda, os resultados indicam que o ambiente está agindo como filtro sobre as espécies, que além de exibirem claramente relação entre o uso do ambiente e as características históricas, não estão aptas a utilizar as mesmas categorias de microhabitats disponíveis. Enfim, a comunidade de anuros responde mais às variações climáticas do que ambientais. Entretanto, a variação climática não

provoca estruturação da comunidade, assim como a heterogeneidade do ambiente. A plasticidade das espécies no uso do hábitat e microhábitat facilita a coocorrência diminuindo a competição. O ambiente age como filtro sobre as espécies, que além de exibirem claramente relação entre o uso do ambiente e as características históricas, não estão aptas a utilizar as mesmas categorias de microhábitats disponíveis.

ABSTRACT

To investigate processes organizing biological communities is a central goal in ecology. Spatial and temporal variations, plus interspecific interactions determine patterns of species co-occurrence. Moreover, the importance of historical factors determining the structure of communities has been recently observed. This study aim to investigate processes structuring an anuran community in the Cerrado of central Brazil (Estação Ecológica de Águas Emendadas, Brasília-DF). During a whole year I weekly recorded frog species and their local distribution through 12 transects in *campo úmido*, *cerrado sensu stricto* and *mata de galleria* vegetation types. In addition, I registered habitats and microhabitats used, and I quantified structural variables of each physiognomy. Climatic information of the study site was obtained and a phylogenetic hypothesis was built to explain the influence of historical factors on the community structure. Seven hundred and eight anurans were registered, including 19 species and five families. The anuran community in Águas Emendadas is not structured, and has a high niche overlap spatially and temporally. The main factor influencing species occurrence patterns seems to be canopy cover. The studied species were positively related to rainfall and minimum temperature, and negatively related to insolation. Analyzing the phylogenetic structure of the community, I found Hylidae grouped by microhabitat and month. Only microhabitat has a significant correlation between phylogenetic distance and co-occurrence of species. Thus, co-occurrence of related species is higher than expected by chance, and the vegetation type seems to be selecting the species at the site. Therefore, the anuran community responds more to changes in climate than vegetation. However, climate change does not cause community structure, as well as the heterogeneity of the environment. The plasticity of the species in habitat use and microhabitat facilitates co-occurrence decreasing competition. The environment acts as a filter on the species, and also showing

clearly that the relationship between the use of the environment and historic features are not able to use the same categories of microhabitats available.

Key words: amphibians; co-occurrence; niche overlap; phylogenetic; savanna.

Compreender as relações existentes entre grupos de organismos e também destes com o ambiente onde vivem é um dos principais objetivos dos estudos ecológicos (Ricklefs 2003, Begon *et al.* 2007). A estrutura de comunidades biológicas, conjuntos de populações que coexistem no mesmo tempo e espaço (Pianka 1973, Fauth *et al.* 1996, Ricklefs 2003, Begon *et al.* 2007), é influenciada pelos padrões de coexistência das espécies. Interações interespecíficas, como a competição e a predação, podem exercer forte influência sobre a estrutura de qualquer comunidade (Pianka 1973, Roughgarden 1983, Gotelli & McCabe 2002). Dessa forma, a coexistência pode ser facilitada por diferenças interespecíficas em pelo menos uma das três principais dimensões de nicho: alimentar, espacial e temporal (Pianka 1973, Schoener 1974, Keddy 1992, Ricklefs 2003).

Mais recentemente, tem-se reconhecido a importância de fatores históricos sobre a estrutura de comunidades (Cadle *et al.* 1993, Webb *et al.* 2002), visto que espécies aparentadas tendem a ser ecologicamente similares. Assim, a coexistência entre espécies filogeneticamente mais distintas pode ser facilitada (Cianciaruso & Batalha 2009). Ignorar o papel da história filogenética pode resultar em respostas equivocadas sobre os determinantes da estrutura de qualquer comunidade (Losos 1996), já que nesse processo podem estar envolvidos fatores derivados de combinações entre vicariância, dispersão e eventos de especiação (Brooks & McLennan 1993, Webb *et al.* 2002).

A estrutura do hábitat é outro fator determinante da estrutura de comunidades, afetando as atividades reprodutivas, de forrageio, busca por refúgios ou ainda de termorregulação das espécies (Goodman *et al.* 2008). Anfíbios são organismos amplamente distribuídos e fortemente influenciados pelas características ambientais, devido à sua pele altamente permeável e ao modo reprodutivo com estágio larval aquático na maioria das espécies (Bellis 1962, Duellman & Trueb 1994, Becker *et al.* 2007). A dependência destes

organismos por habitats naturais bem conservados faz com que as espécies respondam rapidamente a qualquer alteração no ambiente (Duellman & Trueb 1994, Moraes *et al.* 2007).

A heterogeneidade dos habitats exerce grande influência na variação da diversidade de espécies. Ambientes mais heterogêneos possuem uma maior quantidade de recursos disponíveis e abrigam um maior número de espécies (Pianka 1969, Duellman & Trueb 1994). Em comunidades de anuros, a coexistência pode resultar do uso diferenciado de habitats para atividades de vocalização, reprodução e desenvolvimento da fase larval (Duellman & Trueb 1994, Bernarde & Anjos 1999, Bastos 2007, Purrenhage & Boone 2009). Características específicas dos habitats, tais como a altitude (Giaretta *et al.* 1999) e estratificação vegetal (Duellman & Trueb 1994, Bernarde & Anjos 1999, Toledo *et al.* 2003), ou microhabitats, presença de bromélias (Schneider & Teixeira 2001, Bastazini *et al.* 2007), serrapilheira, troncos caídos, umidade do solo e poças temporárias (Bernarde & Anjos 1999, Toledo *et al.* 2003, Bastazini *et al.* 2007, Gomez-Rodriguez *et al.* 2010) exercem forte influência sobre os anfíbios. Apesar disso, algumas espécies apresentam plasticidade quanto ao uso dos recursos espaciais (Santos *et al.* 2008, Fonseca *et al.* 2010). A variação na disponibilidade destes recursos afeta o número de espécies, modos reprodutivos e o período de atividade dos anuros (Duellman & Trueb 1994, Kopp *et al.* 2010).

A variação temporal na composição das comunidades é um importante componente de sua estrutura (Pianka 1973, Schoener 1974, Morin & Morin 2011). Em regiões tropicais, a maioria das espécies se reproduz apenas na estação chuvosa (Duellman & Trueb 1994), com forte associação entre a abundância e a riqueza de espécies com a pluviosidade e a temperatura (Eterovick & Sazima 2000, Toledo *et al.* 2003, Santos *et al.* 2008, Kopp *et al.* 2010, Hartel *et al.* 2011, Maffei *et al.* 2011).

O Brasil abriga a maior biodiversidade de anfíbios do planeta, com aproximadamente 946 espécies (SBH 2012). O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e a savana mais

diversa do mundo (Klink & Machado 2005), incluindo ecossistemas florestais, savânicos e campestres (Eiten 1972, Ribeiro & Walter 1998). Por sua alta taxa de destruição e fragmentação dos habitats naturais (Schurbon & Fauth 2003) e elevada riqueza e endemismo de espécies, o Cerrado é considerado um *hotspot* de biodiversidade (Myers *et al.* 2000). A forte heterogeneidade espacial do Cerrado é determinante de uma alta riqueza de anfíbios e répteis (Colli *et al.* 2002, Souza & Eterovick 2011). Cerca de 204 espécies de anuros são conhecidas do Cerrado, incluindo 102 endêmicas (Silvano 2011).

O presente estudo tem por objetivo investigar os processos que estruturam uma comunidade de anuros do Cerrado do Brasil central. Para isso, considerei que os fatores espaciais, temporais e históricos exercem influência sobre as comunidades animais, e testei as seguintes predições: (1) A presença de estrutura na comunidade de anuros pode ser explicada pela heterogeneidade do ambiente, ou (2) existe estrutura temporal na comunidade determinada pela variação climática. (3) Se os fatores históricos exercem influência sobre a comunidade, espera-se que as espécies mais aparentadas estejam utilizando categorias de microhabitats semelhantes.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Eu conduzi o estudo na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), Planaltina, Distrito Federal (15° 35' S, 47° 41' W), uma unidade de conservação de proteção integral distrital e Zona-Núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado (Lei n° 742, de 28 de Julho de 1994). Com uma área de 4.500 ha, a ESECAE foi criada como Reserva Biológica em 12 de Agosto de 1968, através do Decreto n° 771. Em 16 de Junho de 1988, foi transformada em Estação Ecológica, através do Decreto n° 11.137 com a incorporação da Lagoa Bonita e arredores, sua área foi ampliada para 10.500 ha (Fig. 1). A Lagoa Bonita é a maior lagoa

natural do Distrito Federal, com cerca de 2.423.350m² e 1730 m de comprimento máximo, 1390 m de largura máxima e 3,5 m de profundidade máxima (Fernandes 1981). Às suas margens é possível encontrar fisionomias típicas do Cerrado, como mata de galeria, cerrado *sensu stricto*, campo limpo, campo sujo, vereda e cerradão (Silva Junior & Felfili 1998).

O Cerrado apresenta vegetação xeromórfica, compreendendo três grupos de formações vegetais: florestais (cerradão, mata ciliar, mata de galeria e mata seca), savânicas (cerrado *sensu stricto*, o parque de cerrado, e o palmeiral) e campestres (campo sujo, campo limpo, campo rupestre) (Eiten 1972, Ribeiro & Walter 1998, Oliveira-Filho & Ratter 2002). A mata de galeria é constituída de formações vegetais que acompanham rios de pequeno porte e riachos; o cerrado *sensu stricto* é caracterizado pela presença de árvores baixas, inclinadas e tortuosas; e o campo limpo é constituído predominantemente de herbáceas e raramente apresenta vegetação arbórea (Eiten 1972, Ribeiro & Walter 1998). O Cerrado possui um clima tropical fortemente sazonal, com uma estação seca de maio a setembro e uma estação chuvosa de outubro a abril (Nimer 1989).

AMOSTRAGEM DOS ANUROS

Entre outubro/2010 e setembro/2011, eu amostréi os anuros às margens da Lagoa Bonita, nas fisionomias de campo úmido, cerrado *sensu stricto* e mata de galeria. Em cada fisionomia estabeleci quatro transeções independentes, distantes pelo menos 100 m entre si. Cada transeção tinha 50 m às margens e 100 m perpendiculares às margens da Lagoa Bonita, para dentro de cada fisionomia. Em cada transeção, dispus 15 pontos para amostragem dos anuros, distantes 10 m entre si, sendo 5 paralelas à margem da Lagoa Bonita e 10 perpendiculares à mesma (Fig. 1). Uma vez por semana, durante o período noturno, amostréi aleatoriamente uma transeção de cada fisionomia, onde registrei as espécies de anuros através de buscas visuais durante 5 min em cada um dos 15 pontos amostrais, em um raio de 3m.

Dessa forma, despendi 1 h 15 min por transeção amostrada em cada noite, num total de 3 h 45 min por noite. Eu amostréi cada transeção apenas uma vez ao mês. Em setembro/2010, uma queimada atingiu 10 pontos de uma das transeções em mata de galeria. Nesses pontos, não measurei variáveis estruturais ou espécimes de anuros de outubro/2010 a janeiro/2011. Para cada indivíduo localizado, eu registrei a espécie, altura em relação ao solo ou água (com fita métrica), tipo de atividade e tipo de microhabitat utilizado. Eu classifiquei o tipo de atividade das espécies como em amplexo, deslocando, parado ou vocalizando. Quanto aos tipos de microhabitat, eu os classifiquei como lagoa, poça temporária, solo, toca, vegetação aquática (que se desenvolve e está localizada na água), vegetação herbácea (de pequeno porte, contendo pouco tecido lenhoso), vegetação arbustiva (com caule lenhoso, com 0,5 a 3,0 m de altura, e muitas ramificações) ou vegetação arbórea (superior a 3,0 m de altura, com tronco nítido, lignificado e sem ramos) (Vidal & Vidal 1992). Quando o indivíduo estava na água (lagoa ou poça) ou em vegetação aquática, medi a profundidade e a menor distância do indivíduo à margem da água.

Para caracterizar a estrutura do habitat em cada fisionomia, registrei dez variáveis estruturais em cada transeção uma vez por mês: cobertura de dossel, quantidade de solo exposto, densidade de macrófitas, distância até a margem, densidade da vegetação, massa seca de serrapilheira e número de cupinzeiros, buracos, troncos caídos (porte arbóreo) e poças temporárias. Eu registrei as variáveis em cinco dos 15 pontos amostrais de cada transeção, sendo um a cada 30 m (Fig. 1). Com um quadrado de 50 x 50 cm, subdividido em 25 quadrículas de 10 x 10 cm, eu medi a cobertura de dossel, a quantidade de solo exposto e a densidade de macrófitas, registrando o número de quadrículas cobertas por mais de 50% dos atributos em questão (Vitt *et al.* 2007). Após medir a quantidade de solo exposto, eu coletei a serrapilheira no interior do quadrado de 50 x 50 cm e registrei sua massa (com balança Ohaus[®] de precisão de 0,5 g) após secagem em estufa a 70 °C, por cerca de 72 h. Eu

considerarei como distância até a margem a menor distância dos pontos amostrais até a margem do corpo d'água mais próximo, que podia ser a Lagoa Bonita ou pequenos riachos, com uma trena. Nos meses com grande incidência de chuvas em que os pontos amostrais ficaram submersos, eu não registrei a massa seca de serrapilheira e a distância até a margem. Eu medi a densidade da vegetação com um bastão de 50 cm preso a uma haste de 1 m, formando um ângulo de 90°; ao apoiar o bastão no solo e girar a haste por 360°, eu registrei o número de contatos com a vegetação arbustiva e arbórea. Dentro de uma circunferência com 3 m de raio, eu registrei o número de cupinzeiros, buracos, troncos caídos e poças temporárias em cada ponto amostral.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

NÚMERO DE REGISTROS, RIQUEZA E EQUIDADE

Para avaliar a qualidade da amostragem, eu utilizei curvas de rarefação relacionando a riqueza esperada (tau de Mao, Colwell *et al.* 2004) ao número de espécimes amostrados, para cada fisionomia e também para os dados agrupados, com o programa Estimates 8.0 (Colwell 2006), empregando 1000 permutações aleatórias sem reposição baseadas em indivíduos. Para estimar a riqueza total, incluindo espécies que porventura não tenham sido amostradas, utilizei os estimadores Chao 1, Chao 2, *Bootstrap*, *Jackknife 1*, *Jackknife 2*, estimador de cobertura baseado em incidência-ICE e estimador de cobertura baseado em abundância-ACE (Colwell *et al.* 2004). Eu avaliei o desempenho de cada estimador através de sua precisão e viés, calculados respectivamente como o coeficiente de determinação (r^2) e a diferença entre 1 e inclinação da reta de regressão relacionando a riqueza esperada (tau de Mao) à riqueza estimada (Brose *et al.* 2003, Walther & Moore 2005). Considerei como melhor estimador aquele com maior coeficiente de determinação e menor diferença entre a inclinação da reta de regressão e 1.

Para calcular a equidade de espécies, proporção da distribuição da abundância dos diferentes táxons em comunidades ou amostras, eu utilizei a Probabilidade de Encontros Interespecíficos-PEI de Hurlbert, que representa a probabilidade de, ao amostrar aleatoriamente dois indivíduos em uma mesma comunidade, eles pertencerem a espécies diferentes (Olszewski 2004):

$$PIE = \frac{n}{n-1} \left(1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{n} \right)^2 \right),$$

onde S é o número de espécies em uma amostra; n_i é o número de indivíduos pertencentes à espécie i ; e n é o número total de indivíduos da amostra. Eu comparei a equidade entre fisionomias através de uma análise de rarefação, empregando 1000 aleatorizações, com o módulo *Species Diversity* do programa Ecosim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2009). Ao comparar duas ou mais amostras de diferentes tamanhos (por exemplo, uma amostra C1, com N_{C1} indivíduos e riqueza S_{C1} , e uma amostra C2, com N_{C2} indivíduos e riqueza S_{C2} , onde $N_{C1} > N_{C2}$ e $S_{C1} > S_{C2}$) uma análise de rarefação extrai de C1 um grande número de sub-amostras aleatórias de tamanho N_{C2} , produzindo uma distribuição (D) da riqueza nas sub-amostras. Em seguida, determina a probabilidade de obter, ao acaso, valores tão baixos quanto S_{C2} em D.

Para comparar a abundância das espécies entre as fisionomias, eu utilizei o teste do qui-quadrado (χ^2), estimando o valor de P com 1000 permutações de Monte Carlo. Para verificar quais espécies mais contribuíram para as diferenças observadas entre as fisionomias, utilizei testes sucessivos, retirando em cada um a espécie com maior resíduo, ou seja, aquela que mais contribuiu para as diferenças entre as fisionomias (Zar 1999). Eu repeti as análises até que não existissem mais diferenças significativas entre as fisionomias ou que não restassem mais espécies. Eu utilizei o mesmo método para verificar a importância das famílias na diferenciação entre fisionomias. Para visualizar graficamente as diferenças, construí

gráficos de associação de Cohen-Friendly com o pacote *vcd* (Meyer *et al.* 2011) do programa R (R Development Core Team 2011).

ANÁLISE DE GRADIENTE

Para investigar as diferenças entre as fisionomias na estrutura do hábitat, eu utilizei uma análise discriminante (Quinn & Keough 2002), avaliando o desempenho dos modelos através de 1000 aleatorizações de *bootstrap* com o pacote *ipred* (Peters 2011) do programa R (R Development Core Team 2011). Em seguida, eu determinei as variáveis da estrutura do hábitat mais importantes na discriminação entre as fisionomias, através de uma análise discriminante por passos com o pacote *klaR* (Weihs 2005) do programa R (R Development Core Team 2011), usando validação cruzada como indicador de desempenho dos modelos. Antes da análise, eu calculei as médias mensais das dez variáveis estruturais do hábitat para cada ponto de coleta e as padronizei.

Para investigar a associação entre a abundância das espécies de anuros e a estrutura do hábitat, eu utilizei uma análise de correspondência canônica - CCA por passos (Ter Braak 1986, Legendre & Legendre 1998). A CCA consiste basicamente em determinar a variação em uma matriz Y (abundância das espécies) que é explicada pela variação em uma matriz X (variáveis ambientais). Para a seleção de modelos, eu utilizei o Critério de Informação de Akaike - AIC e um teste *F* baseado em 10.000 permutações de Monte Carlo, iniciando o processo com um modelo que incluía apenas a interseção. Em seguida, selecionei dentro do conjunto de variáveis estruturais aquela que foi significativa (*F*) e resultou em um menor valor de AIC para o modelo (*forward selection*). Adicionei, então, a variável selecionada ao modelo inicial e repeti o procedimento mais uma vez. Após a seleção da segunda variável, verifiquei se alguma das variáveis incluídas poderia ser removida sem prejuízo ao modelo (*backward selection*). Repeti esse procedimento até que nenhuma variável pudesse ser

incluída ou excluída do modelo. Para realizar a CCA, eu somei os registros das espécies a cada três pontos amostrais de cada transeção, de forma a compatibilizar os dois conjuntos de dados. As análises foram realizadas com o pacote *vegan* (Oksanen 2011) do programa R (R Development Core Team 2011).

PADRÕES DE COCORRÊNCIA

Para verificar a existência de um padrão não-aleatório na distribuição das espécies da comunidade, realizei uma análise de coocorrência. Essa análise se baseia em uma "matriz da comunidade", onde as linhas são espécies e as colunas são sítios amostrais e cada célula representa a presença (1) ou ausência (0) de uma espécie em um determinado sítio. Diamond (1975) propôs que a ausência de coocorrência entre pares de espécies sugere a existência de regras determinísticas na formação das comunidades, atribuindo o nome *checkerboards* (casas de xadrez) a esse padrão. Em uma "matriz da comunidade", é possível calcular o número de *checkerboards* (*CU*) formados por duas espécies como:

$$CU = (r_i - S) \times (r_j - S)$$

onde, *S* é o número de sítios compartilhados (utilizados por ambas as espécies) e *r_i* e *r_j* são os totais de linhas para as espécies *i* e *j*. A média do número de *checkerboards* para todos os pares possíveis de espécies é chamado de *C-score*. Em comunidades competitivamente estruturadas, o *C-score* deve ser significativamente maior que esperado ao acaso. Nessa análise, eu utilizei o programa Ecosim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2009), com 10.000 aleatorizações realizadas com o algoritmo SIM2. Esse algoritmo mantém fixa a soma das linhas, ou seja, o mesmo número de ocorrências para as espécies da matriz original em todas as matrizes simuladas, e ainda colunas equiprováveis, que mantêm a mesma probabilidade dos sítios serem ocupados. Essa alternativa é melhor utilizada em estudos ecológicos de curto prazo, que utilizam armadilhas ou transeções e fornecem uma lista de espécies (Gotelli 2000).

Eu realizei a análise de coocorrência para fisionomias, microhábitats, pontos amostrais (indicativo de distância da água) e meses.

PADRÕES DE SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS

Para verificar a existência de padrões não-aleatórios de sobreposição do nicho, eu construí uma matriz em que as linhas são espécies e as colunas são categorias do nicho (fisionomias, microhábitats ou meses) e cada célula representa a proporção de registros de uma espécie em uma determinada categoria do nicho. Em uma comunidade estruturada, deve haver menos sobreposição de nicho entre as espécies que o esperado ao acaso. Eu utilizei o módulo *Niche Overlap* do programa EcoSim (Gotelli & Entsminger 2009), com o algoritmo de aleatorização RA2, 10.000 aleatorizações e o índice de sobreposição de nicho de Pianka. O RA2 substitui a proporção de registros de uma espécie em cada categoria do nicho da matriz original por um número uniforme e aleatório, entre zero e um, mas mantém a estrutura de zeros da matriz original (Winemiller & Pianka 1990). O índice de sobreposição de nicho de Pianka é calculado como:

$$\theta_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n p_{ij} p_{ik}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n p_{ij}^2 p_{ik}^2}},$$

onde: p é a proporção da categoria do nicho i , n é o número de categorias do nicho e j e k são as espécies sendo comparadas (Pianka 1973). θ_{ij} varia de 0 (ausência de sobreposição) até 1 (sobreposição total no uso do nicho).

DINÂMICA DA COMUNIDADE

Para cada mês de amostragem, eu obtive valores das seguintes variáveis climáticas coletadas na ESECAE e obtidas junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET):

precipitação total (mm), radiação global (kJ/m^2), temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$), temperatura mínima ($^{\circ}\text{C}$), temperatura média ($^{\circ}\text{C}$), umidade relativa máxima do ar (%), umidade relativa mínima do ar (%), umidade relativa média do ar (%), pressão atmosférica média (hPa), direção predominante do vento (graus) e velocidade média do vento (m/s). Além dessas variáveis, eu obtive valores das normais climatológicas de Brasília para o período de 1961-1990 das seguintes variáveis: precipitação total (mm), insolação total (horas), temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$), temperatura mínima ($^{\circ}\text{C}$), temperatura média compensada ($^{\circ}\text{C}$), umidade relativa do ar compensada (%), pressão atmosférica (hPa), direção resultante do vento (graus), velocidade do vento (m/s) (Ramos *et al.* 2009). Para investigar a associação entre a abundância total de anuros (número de registros) e as variáveis climáticas, eu utilizei um modelo linear generalizado (GLM) com erros distribuídos segundo Poisson (Quinn & Keough 2002) e seleção manual de variáveis, conforme descrito anteriormente. Para investigar a associação entre a abundância das espécies e as variáveis climáticas, eu usei uma CCA por passos (Ter Braak 1986, Legendre & Legendre 1998), conforme indicado anteriormente. Como a CCA pode ser muito afetada pelas espécies raras, eu incluí apenas as espécies com mais de 10 registros, além de transformar o número de registros para logaritmo (\log_{10}) e padronizar as variáveis climáticas. Em ambas as análises, eu controlei a autocorrelação temporal pela inclusão de uma covariável, com valores de 1 a 12, descrevendo a sequência dos meses de coleta. Para investigar as diferenças entre fisionomias na dinâmica da comunidade, eu utilizei uma análise de curvas de respostas principais-PRC (Van den Brink & Ter Braak 1999), considerando como variável resposta (Y) a composição da anurofauna. A PRC é um caso particular da análise de redundância- RDA com um único fator para tratamento, neste caso, o tipo de fisionomia, e um único para classes de tempo, neste caso, mês. A PRC é análoga a uma RDA parcial, em que o tempo serve como covariável (W) e a

interação de tratamento e tempo serve como variável explanatória (X): anurofauna ~ tratamento*tempo + tempo (Leps & Smilauer 2003).

DIVERSIDADE E ESTRUTURA FILOGENÉTICA

Uma hipótese filogenética foi criada (Fig. 2) para as espécies de anuros amostradas, baseada na literatura recente (Faivovich *et al.* 2005, Nascimento *et al.* 2005, Frost *et al.* 2006, Ponsa 2008, Pyron & Wiens 2011) e com comprimentos de ramos determinados pelo método de Grafen (1989), usando $\rho = 1$, com o pacote *ape* (Paradis 2006) do programa R (R Development Core Team 2011). Em seguida, eu calculei três medidas da estrutura filogenética das comunidades, organizando as amostras por fisionomias, microhábitats ou meses, e as comparei com os valores esperados sob um modelo nulo de formação da comunidade e estrutura filogenética com o pacote *picante* (Kembel 2010) do programa R (R Development Core Team 2011). As três medidas foram diversidade filogenética - PD (Faith 1992), distância filogenética média - MPD e distância filogenética média ao táxon mais próximo - MNTD (Webb 2000, Webb *et al.* 2002). Eu determinei a significância das medidas pela sua comparação com valores esperados através de 10.000 aleatorizações dos nomes dos táxons na filogenia.

Para determinar se os táxons que coocorrem nas amostras (fisionomias, microhábitats ou meses) são mais aparentados do que esperado ao acaso, eu realizei uma análise de correlação entre as distâncias filogenéticas e o grau de coocorrência entre pares de espécies (Cavender-Bares *et al.* 2004, Hardy 2008) com o pacote *picante* (Kembel 2010) do programa R (R Development Core Team 2011), usando 10.000 aleatorizações dos nomes dos táxons na filogenia e o "*checkerboard index of co-occurrence*" (Slingsby & Verboom 2006). Eu ainda investiguei a presença de sinal filogenético nos padrões de sobreposição de nicho (Warren *et al.* 2008) entre as espécies de anuros, organizadas por fisionomias, microhábitats e meses. A

análise foi baseada na correlação entre idade e distribuição (age-range correlation-ARC, Fitzpatrick & Turelli 2006), empregando o índice de sobreposição de nicho D (Schoener 1968) e 10.000 aleatorizações da matriz de sobreposição, com o pacote *phyloclim* (Heibl 2011) do programa R (R Development Core Team 2011).

RESULTADOS

NÚMERO DE REGISTROS, RIQUEZA E EQUIDADE

Eu registrei 708 espécimes de anuros na área de estudo, correspondendo a cinco famílias e 19 espécies (Tabela 1). Hylidae (8spp, 42%) foi a família mais representativa, seguida de Leiuperidae (4spp, 21%), Leptodactylidae (3spp, 15%), Bufonidae (2spp, 11%) e Microhylidae (2spp, 11%). Três hilídeos responderam por 64% do total de registros: *Hypsiboas albopunctatus* (25%), *Dendropsophus rubicundulus* (22%) e *D. jimi* (17%). A riqueza estimada por *Bootstrap*, o estimador que demonstrou maior precisão e menor viés (Tabela 2), foi de $20,4 \pm 0,08$ espécies para a ESECAE. A pequena diferença entre a riqueza observada e a estimada, assim como o padrão assintótico das curvas de rarefação (Fig. 3), indicam que a amostragem foi satisfatória e poucas novas espécies seriam coletadas com o aumento do esforço amostral.

A abundância total de anuros diferiu significativamente entre todas as fisionomias, sendo maior no cerrado *sensu stricto*, seguido por mata de galeria e campo úmido (Tabela 1). A variação na abundância relativa das famílias de anuros foi dependente das fisionomias ($\chi^2_{[NA]} = 65,62; P < 0,001$), sendo que as diferenças se deveram a Leptodactylidae, mais abundante no campo úmido, seguida de Microhylidae e Leiuperidae, mais abundantes no cerrado *sensu stricto* (Fig. 4. Tabela 1). Após a remoção sequencial dessas três famílias, a variação na abundância relativa das famílias não dependeu das fisionomias (Tabela 1). Finalmente, a variação da abundância relativa das espécies de anuros também dependeu das

fisionomias ($\chi^2_{[NA]} = 222,56; P < 0,001$), sendo que as diferenças se deveram a sete espécies (em ordem decrescente de importância): *Dendropsophus jimi* (mais abundante no cerrado *sensu stricto*), *Leptodactylus latrans* (campo úmido), *Hypsiboas albopunctatus* (mata de galeria), *D. rubicundulus* (mata de galeria), *Rhinella rubescens* (mata de galeria), *Elachistocleis ovalis* (cerrado *sensu stricto*) e *Hypsiboas raniceps* (campo úmido) (Fig. 5, Tabela 1). Após a remoção sequencial dessas sete espécies, a variação na abundância relativa das espécies não dependeu das fisionomias (Tabela 1).

A riqueza de anuros variou entre as fisionomias amostradas, sendo maior no cerrado *sensu stricto* (Tabela 1). As riquezas estimadas por *Bootstrap* foram $16,9 \pm 0,17$ para o cerrado *sensu stricto*, $12,9 \pm 0,12$ para a mata de galeria e $12,9 \pm 0,15$ para o campo úmido. As análises de rarefação indicaram que a única diferença significativa foi entre cerrado *sensu stricto* e mata de galeria, sendo maior no primeiro (Tabela 1). A equidade, medida pela PIE de Hurlbert, foi significativamente menor na mata de galeria em relação ao campo úmido e cerrado *sensu stricto*, que não diferiram entre si (Tabela 1).

ANÁLISE DE GRADIENTE

A análise discriminante indicou que as variáveis da estrutura do hábitat separam principalmente a mata de galeria das outras fisionomias, com uma taxa de erro de classificação de 42,85% (Fig. 6). As principais diferenças entre as fisionomias estão relacionadas principalmente à cobertura do dossel e, em menor proporção, à massa seca de serrapilheira, ambas com maiores valores na mata de galeria (Tabela 3). Os resultados indicam que, quanto à estrutura do hábitat, os pontos amostrais se distribuíram ao longo de um gradiente de cobertura do dossel, desde áreas mais abertas (campo úmido, cerrado *sensu stricto*) até áreas mais fechadas (mata de galeria) (Fig. 7).

A CCA por passos selecionou uma única variável, cobertura do dossel ($F_{1,37} = 2,38$; $P = 0,004$), como determinante da variação da abundância das espécies de anuros. As médias ponderadas da cobertura do dossel indicaram poucas diferenças entre as espécies, com exceção de *Rhinella rubescens*, cuja média foi bastante superior à das demais espécies (Fig. 7).

PADRÕES DE COCORRÊNCIA

A análise de coocorrência indicou que a comunidade de anuros da Lagoa Bonita não está estruturada de acordo com as fisionomias ($C\text{-score}_{obs} = 0,216$; $C\text{-score}_{sim} = 0,214 \pm 0,033$; $P = 0,487$), microhabitats ($C\text{-score}_{obs} = 1,503$; $C\text{-score}_{sim} = 2,317 \pm 0,162$; $P \sim 1$) ou meses ($C\text{-score}_{obs} = 2,567$; $C\text{-score}_{sim} = 3,599 \pm 0,244$; $P \sim 0,998$).

PADRÕES DE SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS

A análise de sobreposição de nicho indicou que a comunidade de anuros da Lagoa Bonita não está estruturada de acordo com as fisionomias ($\bar{X}_{obs} = 0,581$; $\bar{X}_{sim} = 0,554 \pm 0,026$; $P = 0,842$), microhabitats ($\bar{X}_{obs} = 0,481$; $\bar{X}_{sim} = 0,391 \pm 0,037$; $P = 0,986$) ou meses ($\bar{X}_{obs} = 0,365$; $\bar{X}_{sim} = 0,351 \pm 0,023$; $P = 0,729$).

A sobreposição no uso das fisionomias separou as espécies em dois grandes grupos (Fig. 8A). No primeiro ficaram agrupadas as espécies mais registradas em áreas abertas (campo úmido e cerrado *sensu stricto* – Tabela 1) e no segundo grupo as demais espécies sem uma clara diferenciação no uso do habitat, com exceção do ramo menor, formado por *Rhinella rubescens* e *Hypsiboas albopunctatus*, mais amostradas em mata de galeria. Na Fig. 8B é possível observar o uso dos pontos amostrais, em que as espécies pouco registradas (*Eupemphix nattereri*, *Phyllomedusa azurea* e *Pseudopaludicola ternetzi*) se diferenciaram e para as demais espécies não existe uma diferenciação clara (Tabela 4). No uso de microhabitats (Fig. 8C) as espécies ficaram divididas em três grupos: um formado por

espécies de Hylidae (*H. albopunctatus*, *Dendropsophus minutus*, *S. fuscomarginatus*, *P. azurea*, *H. raniceps* e *D. rubicundulus*), com evidente uso da vegetação arbustiva. Um segundo formado por espécies de Bufonidae (*R. rubescens* e *R. schneideri*), ambas encontradas em microhabitats de água e solo, e um terceiro com poucas diferenças (Tabela 5). A sobreposição de nicho temporal (Fig. 8D) evidenciou apenas a separação entre *R. rubescens*, que ocorreu na estação seca, e as demais espécies (Tabela 6).

Além disso, é possível observar que Hylidae ocupou praticamente todas as categorias de microhabitats. *H. albopunctatus*, *D. rubicundulus* e *S. fuscomarginatus* foram registradas na maioria dos microhabitats disponíveis (7, 6 e 6 respectivamente). Nos ambientes com vegetação arbustiva foi possível encontrar a maioria dos registros de *H. albopunctatus* (56%) e *S. fuscomarginatus* (59% - Tabela 5), enquanto que 61% dos espécimes de *D. jimi* foram encontrados no solo e *D. rubicundulus* foi a espécie que ocupou mais homogeneamente todas as categorias de microhabitat onde foi registrada (Tabela 5). A maioria dos registros de *E. cesarii* e *E. ovalis* foram no microhabitat solo (~ 88%), assim como as espécies de Leptodactylidae (*L. latrans* - 84%; *L. furnarius* - 75% e *L. fuscus* - 100% - Tabela 5). Bufonidae esteve mais associada aos microhabitats de água ou poças e as espécies de Leiuperidae foram encontradas na maioria das vezes em solo, poça e toca (Tabela 5).

DINÂMICA DA COMUNIDADE

A abundância total de anuros foi significativamente maior na estação chuvosa do que na seca (chuva: 676 registros; seca: 32 registros; $\chi^2_{NA} = 585,79$; $P < 0,001$). O melhor GLM obtido através de seleção manual incluiu oito variáveis: velocidade do vento, precipitação total, direção predominante do vento, umidade relativa máxima do ar e as normais da umidade relativa do ar compensada, precipitação total e insolação total. Todas essas variáveis foram

consideradas importantes através da análise de modelos médios, com exceção da umidade relativa máxima do ar (Tabela 7).

A CCA por passos selecionou três variáveis climáticas, temperatura mínima e as normais de insolação total e precipitação total, nessa ordem de importância, tendo o modelo resultante sido altamente significativo ($F_{3,7} = 6,33$; $P < 0,001$). O modelo selecionado explicou 46% da variação total na abundância das espécies de anuros, independentemente da autocorrelação temporal entre meses (37%). O primeiro eixo da CCA (41% da variação total, 56% da variação restringida) representou principalmente um gradiente de temperatura mínima do ar (+) e destacou os meses de Julho-Setembro/2011 (mais frios) dos demais, enquanto que o segundo eixo (20% da variação total, 28% da variação restringida) representou principalmente um gradiente de insolação (+) e precipitação (-) e destacou os meses de Outubro/2010 e Abril-Agosto/2011 (mais secos e ensolarados) dos demais (Fig. 9). O gráfico da CCA e os *scores* das espécies (médias ponderadas dos meses) destacaram: *Scinax fuscovarius* e *Physalaemus cuvieri*, mais abundantes durante os meses mais frios; *Elachistocleis ovalis* e *Dendropsophus jimi*, mais abundantes durante os meses mais úmidos e nublados (Fig. 9). A PRC indicou que as fisionomias explicaram cerca de 18% da variação na abundância das espécies ao longo dos meses e que houve diferenças significativas entre as fisionomias ao longo dos meses ($F_{1,108} = 24,70$; $P = 0,005$), mas exclusivamente durante os meses chuvosos (Fig. 10). De Outubro a Dezembro de 2010, *Dendropsophus jimi*, *D. minutus*, *D. rubicundulus*, *Elachistocleis ovalis*, *Leptodactylus fuscus*, *Physalaemus cuvieri*, *Scinax fuscomarginatus* e *S. fuscovarius* foram mais abundantes no cerrado *sensu stricto* e na mata de galeria do que no campo úmido, enquanto que de Janeiro a Março de 2011, *Hypsiboas albopunctatus* e *L. latrans* foram mais abundantes na mata de galeria (Fig. 10).

A comunidade possui espécies que apresentam um padrão de atividade prolongado (mais de cinco meses) *H. albopunctatus* (12 meses), *D. minutus* (10), *L. latrans* (9), *D.*

rubicundulus (8), *S. fuscovarius* (7), *D. jimi* (6), *E. ovalis* (6), *S. fuscomarginatus* (6), *E. cesarii* (5)). Outras espécies foram ativas entre dois e quatro meses, tais como: *P. cuvieri* (4), *L. furnarius* (3), *L. fuscus* (3), *H. raniceps* (2), *P. centralis* (2), *R. schneideri* (2), *R. rubescens* (2) (Tabela 6).

DIVERSIDADE E ESTRUTURA FILOGENÉTICA

As análises de estrutura filogenética da comunidade indicaram ausência de estrutura filogenética baseada em PD, MNTD e MPD para a maioria dos casos, exceto para microhabitats, no qual as três métricas foram significativamente menores que o esperado ao acaso na vegetação herbácea, arbustiva e arbórea, e para meses, na qual MPD foi menor que o esperado ao acaso em outubro (Tabela 8). Os resultados indicaram agrupamento filogenético nos três microhabitats e no mês de Outubro, ocupados predominantemente por espécies de Hylidae (Tabelas 5-6). A correlação entre distância filogenética e coocorrência foi significativa apenas para microhabitats (fisionomias: $r = -0,08$; $P = 0,17$; microhabitats: $r = 0,43$; $P < 0,001$; meses: $r = 0,14$; $P = 0,06$), indicando maior coocorrência entre espécies aparentadas que o esperado ao acaso. Não houve sinal filogenético nos padrões de sobreposição de nicho para fisionomias (inclinação = $-0,24$; $F = 0,68$; $P = 0,63$), microhabitats (inclinação = $-0,68$; $F = 0,79$; $P = 0,41$) ou meses (inclinação = $-0,39$; $F = 0,76$; $P = 0,49$).

DISCUSSÃO

NÚMERO DE REGISTROS, RIQUEZA E EQUIDADE

A riqueza de anuros conhecida para a ESECAE é de 26 espécies (Brandão & Araújo 1998). Outros estudos em vários tipos de habitats em áreas de Cerrado registraram riqueza semelhante: 25 espécies (Kopp *et al.* 2010), 27 (Maffei *et al.* 2011), 28 (Brasileiro *et al.* 2005), 29 (Oliveira & Eterovick 2010) e 32 (Giaretta *et al.* 2008). No período de um ano, eu

registrei 19 espécies, cerca de 73% das espécies conhecidas para a ESECAE. A diferença nos resultados obtidos reflete diferenças no tamanho da área amostral que neste estudo foi menor do que nos estudos anteriores feitos na mesma reserva.

A semelhança entre os valores de riqueza observada e estimada indicam que a amostragem foi adequada e, caso o estudo continuasse, poucas espécies seriam adicionadas. Levantamentos faunísticos são importantes ferramentas para monitorar a evolução da fauna em ambientes que sofrem com a pressão antrópica. A ESECAE ainda possui uma anurofauna bem conservada e não muito diferente do que foi encontrado na década de 1990.

Quanto à riqueza das famílias, Hylidae é a família mais rica da região Neotropical (Duellman 1988) e em diversas áreas do Brasil (Brandão & Araújo 1998, Brasileiro *et al.* 2005, Santos *et al.* 2008, Oda *et al.* 2009), sendo conhecidas até o momento 338 em todo o país (SBH 2012). Leiuperidae foi a segunda família mais rica, encontrada praticamente em todos os ambientes, assim como Leptodactylidae. Ambas foram mais registradas em áreas abertas, o que corrobora outros estudos (Toledo *et al.* 2003, Araujo *et al.* 2009). As espécies dessas famílias parecem preferir áreas mais abertas e com presença de poças temporárias para a reprodução, apesar de também serem encontradas em áreas florestais (Araujo *et al.* 2009). Isso pode ser atribuído ao fato de serem espécies terrícolas e construírem ninhos de espuma para a oviposição (Duellman & Trueb 1994, Araujo *et al.* 2009). Na ESECAE, essas famílias são facilmente amostradas às margens da Lagoa Bonita (Brandão & Araújo 1998), que parece ser um local ideal para a reprodução das espécies, com menor quantidade de predadores e muitos microhabitats disponíveis.

A baixa riqueza de Bufonidae (2spp) corrobora outros estudos (Bernarde & Anjos 1999, Toledo *et al.* 2003). As duas espécies de *Rhinella* da ESECAE apresentam segregação temporal, sendo que *R. rubescens* reproduz na estação seca enquanto que *R. schneideri* reproduz na transição entre as estações seca e chuvosa (Vasconcelos *et al.* 2009), o que faz

com que haja menos sobreposição no uso do espaço, já que ambas preferem áreas abertas (Araujo *et al.* 2009). Espécies de Microhylidae são mais exigentes quanto à qualidade do ambiente, podendo ser necessária uma estrutura mais complexa de microhábitats (Ribeiro *et al.* 2005). A reduzida abundância dessa família pode ser atribuída à dificuldade de registrar os indivíduos através de procura visual, visto que possuem hábitos fossoriais (Ribeiro *et al.* 2005).

ANÁLISE DE GRADIENTE

As peculiaridades de cada hábitat, tais como cobertura de dossel, umidade, e temperatura, parecem determinar e limitar a distribuição das espécies de anuros em algumas localidades (Moraes *et al.* 2007). Werner *et al.*, (2007) observou que comunidades de anuros de áreas abertas podem ser fortemente influenciadas pela cobertura do dossel, onde áreas com maior cobertura apresentaram menor riqueza de espécies. Na ESECAE, a mata de galeria, com maior cobertura de dossel, apresentou menor riqueza de anuros que o cerrado *sensu stricto*, mas não diferiu do campo úmido. *Rhinella rubescens* foi a espécie mais associada à mata de galeria, porém, foi com poucos registros. Sabe-se que essa espécie tem preferência por ambientes abertos e com poças temporárias (Araujo *et al.* 2009); os registros feitos nas áreas de mata foram eventuais e a maioria deles restritos a apenas um mês amostral.

PADRÕES DE COCORRÊNCIA

Quanto mais heterogêneo for um ambiente, maiores são as chances de espécies diferentes se estabelecerem, visto que a disponibilidade de recursos é maior. Porém, as espécies de anuros da ESECAE foram pouco influenciadas pelas características do hábitat e os resultados indicam que as características climáticas são mais importantes para a permanência das espécies no ambiente (Vasconcelos & Rossa-Feres 2005). A ausência de

estruturação na comunidade é um indício de que existe plasticidade no uso do espaço, o que corrobora com a hipótese de Keller (2009) de que o nicho das espécies de anfíbios dos neotrópicos parece não ser influenciado pela variação espacial, uma vez que a plasticidade reduz os efeitos da competição (Santos *et al.* 2008). De fato, o padrão de uso dos recursos disponíveis pode favorecer a coexistência das espécies na comunidade (Rossa-Feres & Jim 1994), já que a seleção das categorias de microhabitats está diretamente relacionada com o tipo de adaptação e morfologia das espécies. Afonso *et al.* (2007) observaram que todas as espécies de uma comunidade de anuros apresentaram preferência no uso das categorias de microhabitats, principalmente no que diz respeito à seleção destes para a reprodução, que tem início na estação chuvosa, devido à dependência dos anfíbios por áreas úmidas (Duellman & Trueb 1994). Esse fator parece ser determinante para a atividade das espécies, que são fortemente influenciadas pelas variáveis climáticas, e talvez por esse motivo, eu tenha observado ausência de estrutura temporal na comunidade o que reforça que o fator determinante para a atividade das espécies são as características climáticas, e quando as condições são favoráveis a maioria das espécies entram em atividade.

PADRÕES DE SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS

A sobreposição de nicho tende a ser maior em comunidades mais ricas, caso a competição por espaço seja um fator determinante na estruturação da comunidade (Pianka 1973). A alta sobreposição de nicho observada na comunidade de anuros da ESECAE sugere que a competição não está agindo sobre as espécies, seja por elas utilizarem os recursos de formas diferentes, ou pela grande quantidade de recursos disponíveis, o que reduz a sobreposição.

DINÂMICA DA COMUNIDADE

A sazonalidade do ambiente determina a atividade da comunidade, visto que a variação temporal da comunidade é um dos principais agentes da sua estrutura (Pianka 1973, Schoener 1974). Nesse sentido, as mudanças climáticas acabam sendo o fator determinante da riqueza das comunidades de anuros. Essa correlação temporal da comunidade com variáveis climáticas afeta diretamente os anfíbios, que são organismos dependentes de áreas úmidas (Duellman & Trueb 1994). No verão, quando a pluviosidade em áreas de Cerrado é maior, a maioria das espécies inicia suas atividades de vocalização, reprodução, e desenvolvimento larval (Duellman & Trueb 1994, Pombal Jr 1997, Eterovick & Sazima 2000, Kopp *et al.* 2010, Hartel *et al.* 2011, Maffei *et al.* 2011, Vasconcelos *et al.* 2011).

A temperatura exerce influência sobre as comunidades de anfíbios dos neotrópicos (Canavero *et al.* 2009). Eu observei que a comunidade de anuros da ESECAE foi influenciada pela temperatura mínima e a normal de precipitação total. De fato, alguns trabalhos demonstram esse mesmo padrão, em que as espécies estão mais ativas em épocas chuvosas com altas temperaturas (Kopp *et al.* 2010, Maffei *et al.* 2011). Nesse sentido, meus resultados corroboram o sugerido por Giaretta *et al.*, (2008), que espécies de anuros do Cerrado são fortemente influenciadas pelas variáveis climáticas, tendo suas principais atividades associadas com a época chuvosa. Esse não é um padrão apenas de áreas abertas. Em áreas florestais, as espécies também tendem a ser mais correlacionadas com as condições climáticas, do que com os descritores da heterogeneidade dos corpos d'água de florestas (Vasconcelos & Rossa-Feres 2005). No sul do Brasil, a abundância de machos vocalizando esteve mais associada com a temperatura, enquanto que a riqueza de espécies foi afetada pela pluviosidade (Santos *et al.* 2008).

Além dessas duas variáveis, a normal da insolação total exerceu influência negativa sobre os anuros da ESECAE. O inverno seco do Cerrado possui dias com maiores valores de

insolação, associados à menor umidade e menor nebulosidade. Essas condições não são favoráveis para a permanência das espécies, visto que o clima seco promove a desidratação dos organismos e a ausência de nuvens favorece noites mais claras e deixa os anfíbios mais expostos à predadores (Pombal Jr 1997).

A associação de *Scinax fuscovarius* e *Physalaemus cuvieri* com os meses mais frios pode ser porque ambas as espécies são adaptadas a ambientes com algum tipo de alteração (Araujo *et al.* 2009) e possuem maior tolerância às diferenças de temperatura dos habitats. *Elachistocleis ovalis* e *Dendropsophus jimi* têm seus picos reprodutivos associados com a estação chuvosa (Araujo *et al.* 2009), quando normalmente o nível de nebulosidade é maior.

O padrão de reprodução prolongado já foi observado em ambientes sazonais de regiões neotropicais (Toledo *et al.* 2003, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005, Kopp *et al.* 2010). Embora a maioria das espécies reproduza na estação chuvosa, algumas apresentam comportamento reprodutivo por vários meses do ano.

DIVERSIDADE E ESTRUTURA FILOGENÉTICA

A heterogeneidade do ambiente é promotora da diversidade de espécies, quanto maior for a diversidade de recursos estruturais do ambiente, maior deverá ser a riqueza de espécies que podem explorar os mesmo recursos e ainda assim coexistir (MacArthur & MacArthur 1961). Da mesma forma, a maior disponibilidade de recurso alimentar pode também aumentar o número de nichos e a diversidade de espécies (Stevens *et al.* 2012). Eu encontrei a maior diversidade filogenética no cerrado *sensu stricto*. Estudos sugerem que a estratificação horizontal dos habitats promove a riqueza da herpetofauna, permitindo que mais espécies coexistam, já que a disponibilidade de recursos é maior (Colli *et al.* 2002, Nogueira *et al.* 2009).

Uma comunidade filogeneticamente agrupada possui espécies que são em média mais relacionadas do que esperado ao acaso. O padrão dessa comunidade tem sido determinado pelos fatores abióticos, tais como o microhabitat. Dessa forma, o microhabitat exerce pressão de seleção sobre um conjunto de espécies que poderiam usar o recurso (Webb *et al.* 2002b). Eu identifiquei, em ambas as métricas utilizadas, evidências de filtro ambiental na comunidade de anuros da ESECAE, relacionadas ao tipo de vegetação ocupada pelas espécies. As categorias de vegetação parecem estar moldando a comunidade. Podem existir ainda outras forças agindo sobre a seleção de microhabitats pela comunidade, tais como a facilidade de dispersão dos organismos (Pontarp *et al.* 2012). No entanto, os dados sugerem que o ambiente seleciona as espécies aptas a permanecer no local. Foi possível observar ainda, que as espécies foram significativamente agrupadas em Outubro, apenas utilizando a distância média entre os pares de espécies (MPD). Isso significa que nesse mês as espécies filogeneticamente mais próximas estiveram mais ativas.

O habitat não influenciou a estrutura filogenética da comunidade, assim como a variação temporal. Porém, quando eu analisei a influência do microhabitat eu notei que as espécies estão filogeneticamente segregadas entre as categorias de uso. Isso revela a relação íntima existente entre as espécies de anuros e o microhabitat ocupado.

A ausência de sobreposição de nicho filogenético pode ser um sinal de que as forças seletivas podem estar direcionando as espécies a uma completa diferenciação no uso do ambiente. Afonso *et al.* (2007) sugerem que existem preferências específicas das espécies por microhabitats para a reprodução e que provavelmente isso seja mais importante que a pressão competitiva para determinar a distribuição espacial das espécies. Essa preferência pode estar relacionada com o grau de parentesco entre elas e por esse motivo, eu observei uma estreita relação entre as categorias de microhabitat ocupadas e as distâncias entre as espécies, bem como com os meses amostrais.

CONCLUSÕES

Os dados aqui apresentados revelam que a comunidade de anuros da Estação Ecológica de Águas Emendadas responde mais às variações climáticas do que ambientais. O aumento da pluviosidade e da temperatura, e conseqüentemente, da nebulosidade, agem como fatores promotores do início da estação reprodutiva, ficando as características ambientais como fatores de importância secundária para as espécies, porém, a variação climática não provoca estruturação da comunidade, assim como a heterogeneidade do ambiente. Os resultados indicam que a plasticidade das espécies no uso do hábitat e microhábitat facilita a coocorrência diminuindo os efeitos da competição. Além disso, os resultados indicam que o ambiente está agindo como filtro sobre as espécies, que além de exibirem claramente relação entre o uso do ambiente e as características históricas, não estão aptas a utilizar as mesmas categorias de microhábitats disponíveis. Assim, a ausência de estrutura na comunidade pode ser atribuída à grande disponibilidade de recursos partilhados pelas espécies, o que diminui a pressão de competição entre elas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFONSO, L. G., and P. C. ETEROVICK. 2007. Spatial and temporal distribution of breeding anurans in streams in southeastern Brazil. *J. Nat. Hist.* 41: 949-963.
- ARAUJO, C. O., T. H. CONDEZ, and R. J. SAWAYA. 2009. Anfíbios Anuros do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, sudeste do Brasil, e suas relações com outras taxocenoses no Brasil. *Biota Neotrop.* 9: 77-98.
- BASTAZINI, C. V., J. F. V. MUNDURUCA, P. L. B. ROCHA, and M. F. NAPOLI. 2007. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the Restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica* 63: 459-471.
- BASTOS, R. P. 2007. Anfíbios do Cerrado. *In* L. B. Nascimento and M. E. Oliveira (Eds.). *Herpetologia no Brasil II*, pp. 87-100. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, MG.
- BECKER, C. G., C. R. FONSECA, C. F. B. HADDAD, R. F. BATISTA, and P. I. PRADO. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318: 1775.
- BEGON, M., C. R. TOWNSEND, and J. L. HARPER. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Artmed, Porto Alegre. 752p.
- BELLIS, E. D. 1962. The influence of humidity on wood frog activity. *Am. Midl. Nat.* 68: 139-148.
- BERNARDE, P., and L. ANJOS. 1999. Distribuição espacial e temporal da anurofauna no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS, zool.* 12: 111-140.
- BRANDÃO, R. A., and A. F. B. ARAÚJO. 1998. A herpetofauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas. *In* J. Marinho-Filho, F. Rodrigues and M. Guimarães (Eds.). *Vertebrados*

- da Estação Ecológica de Águas Emendadas. História natural e ecologia em um fragmento de cerrado do Brasil Central., pp. 9-21. SEMATEC/IEMA, Brasília.
- BRASILEIRO, C. A., R. J. SAWAYA, M. C. KIEFER, and M. MARTINS. 2005. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 5: 93-109.
- BROOKS, D. R., and D. A. MCLENNAN. 1993. Historical ecology: examining phylogenetic components of community evolution. *In* D. S. Robert E. Ricklefs (Ed.). *Species diversity in ecological communities, historical and geographical perspectives*, pp. 267-280. University of Chicago Press.
- BROSE, U., N. D. MARTINEZ, and R. J. WILLIAMS. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84: 2364-2377.
- CADLE, J. E., H. W. GREENE, R. E. RICKLEFS, and D. SCHLUTER. 1993. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. *Phylogenetic Patterns, Biogeography and the Ecological Structure of Neotropical Snake Assemblages*: 281–293.
- CANAVERO, A., M. ARIM, and A. BRAZEIRO. 2009. Geographic variations of seasonality and coexistence in communities: The role of diversity and climate. *Austral Ecol.* 34: 741-750.
- CAVENDER-BARES, J., D. ACKERLY, D. BAUM, and F. BAZZAZ. 2004. Phylogenetic overdispersion in Floridian oak communities. *Am. Nat.* 163: 823-843.
- CIANCIARUSO, M. V., and M. A. BATALHA. 2009. Short-term community dynamics in seasonal and hyperseasonal cerrados. *Braz. J. Biol.* 69: 231-240.
- COLLI, G. R., R. P. BASTOS, and A. F. B. ARAUJO. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. *In* P. S. Oliveira and R. J. Marquis (Eds.). *The Cerrados of*

- Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna, pp. 223-241. Columbia University Press, New York.
- COLWELL, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- COLWELL, R. K., C. X. MAO, and J. CHANG. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-2727.
- DIAMOND, J. M., and M. L. CODY. 1975. Assembly of species communities. 1291p.
- DUELLMAN, W. E. 1988. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the american tropics. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 75: 79-104.
- DUELLMAN, W. E., and L. TRUEB. 1994. Biology of amphibians. Johns Hopkins Paperbacks edition, Baltimore. 670p.
- EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Rev.* 38: 201-341.
- ETEROVICK, P. C., and I. SAZIMA. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. *Amphibia-Reptilia* 21: 439-461.
- FAITH, D. P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.* 61: 1-10.
- FAIVOVICH, J., C. F. B. HADDAD, P. C. A. GARCIA, D. R. FROST, J. A. CAMPBELL, and W. C. WHEELER. 2005. Systematic review of the frog family hylidae, with special reference to hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. *B. Am. Mus. Nat. Hist.*: 6-228.
- FAUTH, J. E., J. BERNARDO, M. CAMARA, W. J. RESETARITS JR, J. VAN BUSKIRK, and S. A. MCCOLLUM. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. *Am. Nat.* 147: 282-286.

- FERNANDES, C. A. 1981. Variações sazonais nos fatores ambientais e fitoplâncton em duas lagoas no distrito federal. PhD Dissertation. Universidade de Brasília, Brasília.
- FITZPATRICK, B. M., and M. TURELLI. 2006. The geography of mammalian speciation: mixed signals from phylogenies and range maps. *Evolution* 60: 601-615.
- FONSECA, F., R. DE OLIVEIRA, and P. C. ETEROVICK. 2010. Patterns of spatial distribution and microhabitat use by syntopic anuran species along permanent lotic ecosystems in the Cerrado of Southeastern Brazil. *Herpetologica* 66: 159-171.
- FROST, D. R., T. GRANT, J. FAIVOVICH, R. H. BAIN, A. HAAS, C. F. B. HADDAD, R. O. DE SA, A. CHANNING, M. WILKINSON, S. C. DONNELLAN, C. J. RAXWORTHY, J. A. CAMPBELL, B. L. BLOTTO, P. MOLER, R. C. DREWES, R. A. NUSSBAUM, J. D. LYNCH, D. M. GREEN, and W. C. WHEELER. 2006. The amphibian tree of life. *B. Am. Mus. Nat. Hist.* 297: 1-291.
- GIARETTA, A., K. FACURE, R. SAWAYA, J. H. D. M. MEYER, and N. CHEMIN. 1999. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brazil: Seasonal and altitudinal changes. *Biotropica* 31: 669-674.
- GIARETTA, A. A., M. MENIN, K. G. FACURE, M. N. C. KOKUBUM, and J. C. OLIVEIRA FILHO. 2008. Species richness, relative abundance, and habitat of reproduction of terrestrial frogs in the Triângulo Mineiro region, Cerrado biome, southeastern Brazil. *Iheringia Ser. Zool.* 98: 181-188.
- GOMEZ-RODRIGUEZ, C., C. DIAZ-PANIAGUA, J. BUSTAMANTE, L. SERRANO, and A. PORTHEAULT. 2010. Relative importance of dynamic and static environmental variables as predictors of amphibian diversity patterns. *Acta Oecologica* 36: 650-658.
- GOODMAN, B. A., D. B. MILES, and L. SCHWARZKOPF. 2008. Life on the rocks: habitat use drives morphological and performance evolution in lizards. *Ecology* 89: 3462-3471.

- GOTELLI, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81: 2606-2621.
- GOTELLI, N. J., and G. L. ENTSMINGER. 2009. EcoSim: Null models software for ecology. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear Jericho, VT 05465.
- GOTELLI, N. J., and D. J. MCCABE. 2002. Species co-occurrence: A meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. *Ecology* 83: 2091-2096.
- GRAFEN, A. 1989. The phylogenetic regression. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 326: 119-157.
- HARDY, O. J. 2008. Testing the spatial phylogenetic structure of local communities: statistical performances of different null models and test statistics on a locally neutral community. *J. Ecol.* 96: 914-926.
- HARTEL, T., R. BANCILA, and D. COGALNICEANU. 2011. Spatial and temporal variability of aquatic habitat use by amphibians in a hydrologically modified landscape. *Freshwater Biol.* 56: 2288-2298.
- HEIBL, C. 2011. Phyloclim: Integrating phylogenetics and climatic niche modelling. R package version 0.8.1.
- KEDDY, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J. Veg. Sci.* 3: 157-164.
- KELLER, A., M. O. RODEL, K. E. LINSEMAIR, and T. U. GRAFE. 2009. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *J. Anim. Ecol.* 78: 305-314.
- KEMBEL, S. W., COWAN P.D., HELMUS M.R., CORNWELL W.K., MORLON H., ACKERLY D.D., BLOMBERG S.P., AND WEBB C.O. 2010. Picante: {R} tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26: 1463-1464.

- KLINK, C. A., and R. B. MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. *Conserv. Biol.* 19: 707-713.
- KOPP, K., L. SIGNORELLI, and R. P. BASTOS. 2010. Temporal distribution and diversity of reproductive modes in anuran amphibians in the Emas National Park and surrounding area, state of Goiás, Brazil. *Iheringia Ser. Zool.* 100: 192-200.
- LEGENDRE, P., and L. LEGENDRE. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands. 1006p.
- LEPS, J., and P. SMILAUER. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press. 269p.
- LOSOS, J. B. 1996. Phylogenetic perspectives on community ecology. *Ecology* 77: 1344-1354.
- MACARTHUR, R. H., and J. W. MACARTHUR. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- MAFFEI, F., F. K. UBAID, and J. JIM. 2011. Anurans in an open cerrado area in the municipality of Borebi, Sao Paulo state, Southeastern Brazil: habitat use, abundance and seasonal variation. *Biota Neotrop.* 11: 221-233.
- MEYER, D., A. ZEILEIS, and K. HORNIK. 2011. *vcd: Visualizing Categorical Data*. R package version 1.2-11.
- MORAES, R. A. D., R. J. SAWAYA, and W. BARRELLA. 2007. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop* 7: 1-10.
- MORIN, P. J., and P. MORIN. 2011. *Community Ecology*. Wiley Online Library.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA, and J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NASCIMENTO, L. B., U. CARAMASCHI, and C. A. G. CRUZ. 2005. Taxonomic review of the species groups of the genus *Physalaemus* Fitzinger, 1826 with revalidation of the

- genera *Engystomops* Jiménez-de-la-Espada, 1872 and *Eupemphix* Steindachner, 1863 (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). Arq. Mus. Nac. Rio. J. 63: 297-320.
- NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro. 421p.
- NOGUEIRA, C., G. R. COLLI, and M. MARTINS. 2009. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. Austral Ecol. 34: 83-96.
- ODA, F. H., R. P. BASTOS, and M. A. C. SÁ LIMA. 2009. Taxocenose de anfíbios anuros no Cerrado do Alto Tocantins, Niquelândia, Estado de Goiás: Diversidade, distribuição local e sazonalidade. Biota Neotrop. 9: 219-232.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., KINDT R., LEGENDRE, P., O'HARA, R. B., SIMPSON G.L. , SOLYMOS P., STEVENS, M. H. H. AND WAGNER, H. . 2011. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-7.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., and J. A. RATTER. 2002. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In P. S. Oliveira and R. J. Marquis (Eds.). The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical savanna, pp. 91-120. Columbia University Press, New York.
- OLIVEIRA, F. F. R., and P. C. ETEROVICK. 2010. Patterns of Spatial Distribution and Microhabitat Use by Syntopic Anuran Species along Permanent Lotic Ecosystems in the Cerrado of Southeastern Brazil. Herpetologica 66.
- OLSZEWSKI, T. D. 2004. A unified mathematical framework for the measurement of richness and evenness within and among multiple communities. Oikos 104: 377-387.
- PARADIS, E. 2006. Analysis of Phylogenetics and Evolution with R. Springer, New York, USA. 386p.
- PETERS, A., AND HOTHORN T. 2011. Ipred: Improved Predictors. R package version 0.8-11.

- PIANKA, E. R. 1969. Habitat specificity, speciation, and species density in Australian desert lizards. *Ecology* 50: 498-&.
- PIANKA, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4: 53-74.
- POMBAL JR, J. P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. *Rev. Brasil. Biol.* 57: 583-594.
- PONSSA, M. L. 2008. Cladistic analysis and osteological descriptions of the frog species in the *Leptodactylus fuscus* species group (Anura, Leptodactylidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 46: 249-266.
- PONTARP, M., B. CANBÄCK, A. TUNLID, and P. LUNDBERG. 2012. Phylogenetic analysis suggests that habitat filtering is structuring marine bacterial communities across the globe. *Microb. Ecol.* 64: 8-17.
- PURRENHAGE, J. L., and M. D. BOONE. 2009. Amphibian community response to variation in habitat structure and competitor density. *Herpetologica* 65: 14-30.
- PYRON, R. A., and J. J. WIENS. 2011. A large-scale phylogeny of Amphibia including over 2800 species, and a revised classification of extant frogs, salamanders, and caecilians. *Mol. Phylogenet. Evol.* 61: 543-583.
- QUINN, G. P., and M. J. KEOUGH. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAMOS, A. M., L. A. R. DOS SANTOS, and L. T. G. FORTES. 2009. Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990. INMET, Brasília, DF.

- RIBEIRO, J. F., and B. M. T. WALTER. 1998. Fisionomias do bioma Cerrado *In* S. M. Sano and S. P. Almeida (Eds.). Cerrado: ambiente e flora, pp. 89-166. Embrapa-CPAC Planaltina.
- RIBEIRO, R. S., G. T. B. T. EGITO, and C. F. B. HADDAD. 2005. Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, Estado de São Paulo. *Biota Neotrop.* 5: 235-247.
- RICKLEFS, R. 2003. *A Economia da Natureza*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 498p.
- ROSSA-FERES, D. C., and J. JIM. 1994. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. *Rev. Brasil. Biol.* 54: 323-334.
- ROUGHGARDEN, J. 1983. Competition and theory in community ecology. *Am. Nat.* 122: 583-601.
- SANTOS, T. G., K. KOPP, M. R. SPIES, R. TREVISAN, and S. Z. CECHIN. 2008. Temporal and spatial distribution of anurans in the Pampa Region (Santa Maria, RS). *Iheringia Ser. Zool.* 98: 244-253.
- SBH. 2012. *Anfíbios Brasileiros - Lista de espécies*. Sociedade Brasileira de Herpetologia.
- SCHNEIDER, J. A. P., and R. L. TEIXEIRA. 2001. Relacionamento entre anfíbios anuros e bromélias da restinga de Regência, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Iheringia* 91: 41-48.
- SCHOENER, T. W. 1968. *Anolis* lizards of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. *Ecology* 49: 704-726.
- SCHOENER, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27.
- SCHURBON, J. M., and J. E. FAUTH. 2003. Effects of prescribed burning on amphibian diversity in a southeastern U.S. national forest. *Conserv. Biol.* 17: 1338-1349.
- SILVA JUNIOR, M. C., and J. M. FELFILI. 1998. *A vegetação da estação ecológica de Águas Emendadas*. Editora Gráfica Guarany, Brasília. 43p.

- SILVANO, D. L. 2011. Distribuição e conservação de anfíbios no Cerrado em cenários atuais e futuros. PhD Dissertation. Universidade de Brasília, Brasília.
- SLINGSBY, J. A., and G. A. VERBOOM. 2006. Phylogenetic relatedness limits co - occurrence at fine spatial scales: evidence from the schoenoid sedges (Cyperaceae: Schoeneae) of the Cape Floristic Region, South Africa. *Am. Nat.* 168: 14-27.
- SOUZA, A., and P. ETEROVICK. 2011. Environmental factors related to anuran assemblage composition, richness and distribution at four large rivers under varied impact levels in southeastern Brazil. *River. Res. Appl.* 27: 1023-1036.
- STEVENS, R. D., M. M. GAVILANEZ, J. S. TELLO, and D. A. RAY. 2012. Phylogenetic structure illuminates the mechanistic role of environmental heterogeneity in community organization. *J. Anim. Ecol.* 81: 455-462.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- TOLEDO, L. F., J. ZINA, and C. F. B. HADDAD. 2003. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Holos Environment* 3: 136-149.
- VAN DEN BRINK, P. J., and C. J. F. TER BRAAK. 1999. Principal response curves: Analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 138-148.
- VASCONCELOS, H. L., R. PACHECO, R. C. SILVA, P. B. VASCONCELOS, C. T. LOPES, A. N. COSTA, and E. M. BRUNA. 2009. Dynamics of the Leaf-Litter Arthropod Fauna Following Fire in a Neotropical Woodland Savanna. *Plos One*.
- VASCONCELOS, T. S., T. G. DOS SANTOS, D. C. ROSSA-FERES, and C. F. B. HADDAD. 2011. Spatial and temporal distribution of tadpole assemblages (Amphibia, Anura) in a seasonal dry tropical forest of southeastern Brazil. *Hydrobiologia*: 1-12.

- VASCONCELOS, T. S., and D. C. ROSSA-FERES. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 5: 137-150.
- VIDAL, W. N. V., and M. R. R. VIDAL. 1992. Botânica-organografia; quadros sinóticos ilustrados de fanerógamos. Universidade Federal de Viçosa. 124p.
- VITT, L. J., G. R. COLLI, J. P. CALDWELL, D. O. MESQUITA, A. A. GARDA, and F. G. R. FRANÇA. 2007. Detecting Variation in Microhabitat Use in Low-Diversity Lizard Assemblages across Small-Scale Habitat Gradients. *J. Herpetol.* 41: 654-663.
- WALTHER, B. A., and J. L. MOORE. 2005. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28: 815-829.
- WARREN, D. L., R. E. GLOR, and M. TURELLI. 2008. Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. *Evolution* 62: 2868-2883.
- WEBB, C. O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: An example for rain forest trees. *Am. Nat.* 156: 145-155.
- WEBB, C. O., D. D. ACKERLY, M. A. MCPEEK, and M. J. DONOGHUE. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33: 475-505.
- WEIHS, C., LIGGES, U., LUEBKE, K. AND RAABE, N. 2005. klaR Analyzing german business cycles. *In* D. Baier, Decker, R. and Schmidt-Thieme, L. (Ed.). *Data Analysis and Decision Support*, pp. 335-343. Springer-Verlag, Berlin.
- WERNER, E. E., D. K. SKELLY, R. A. RELYEA, and K. L. YUREWICZ. 2007. Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos* 116: 1697-1712.
- WINEMILLER, K. O., and E. R. PIANKA. 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecol. Monogr.*: 27-55.

ZAR, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.944p.

Tabela 1. Riqueza e abundância de anuros em três fisionomias de Cerrado na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), Distrito Federal, Brasil entre Outubro/ 2010 e Setembro/ 2011. A abundância relativa das famílias e espécies foi comparada entre as fisionomias através do teste de χ^2 e 1000 permutações de Monte Carlo. A contribuição de cada família ou espécie para a diferença entre fisionomias foi determinada pelos resíduos de χ^2 . Famílias ou espécies foram removidas sequencialmente, em ordem decrescente do resíduo de χ^2 , para identificar contribuições significativas. Letras minúsculas diferentes sobre os valores indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) entre fisionomias. A riqueza e a equidade (PEI de Hurlbert) foram comparadas entre as fisionomias através de uma análise de rarefação. * indica diferenças significativas de abundância entre as áreas.

	Campo	Cerrado	Mata	Total	Resíduo	χ^2	<i>P</i>
Bufonidae							
<i>Rhinella schneideri</i>	-	1	1	2			
<i>Rhinella rubescens</i> *	-	-	4	4	12,91	51,33	0,002
Abundância	-	1	5	6			
Riqueza	-	1	2	2			

Hylidae

<i>Dendropsophus jimi</i> *	16 ^a	93 ^b	15 ^a	124	48,81	162,47	< 0,001
<i>Dendropsophus minutus</i>	2	12	6	24			
<i>Dendropsophus rubicundulus</i> *	22	55	79	156	17,48	64,65	< 0,001
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> *	48	39	92	182	23,16	95,10	< 0,001
<i>Hypsiboas raniceps</i>	2	-	-	2	7,11	30,86	0,082
<i>Phyllomedusa azurea</i>	-	1	-	1			
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	21	62	28	111			
<i>Scinax fuscovarius</i>	-	9	5	17			
Abundância*	111 ^a	271 ^b	225 ^c	627		67,07	< 0,01
Riqueza	6	7	6	8			
<hr/> Leiuperidae					8,23	5,53	0,076
<i>Eupemphix nattereri</i>	-	1	-	1			
<i>Physalaemus centralis</i>	3	1	2	6			

<i>Physalaemus cuvieri</i>	10	16	6	32			
<i>Pseudopaludicola ternetzi</i>	1	-	-	1			
Abundância	14	18	8	40			
Riqueza	3	3	2	4			
<hr/>							
Leptodactylidae*					36,49	27,55	< 0,001
<i>Leptodactylus latrans*</i>	18	-	7	25	36,86	124,79	< 0,001
<i>Leptodactylus furnarius</i>	3	1	-	4			
<i>Leptodactylus fuscus</i>	-	4	-	4			
Abundância*	21 ^a	5 ^b	7 ^b	33		13,82	< 0,01
Riqueza	2	2	1	3			
<hr/>							
Microhylidae*					12,56	14,34	0,009
<i>Elachistocleis cesarii</i>	3	3	1	7			
<i>Elachistocleis ovalis*</i>	-	15	-	15	11,19	37,45	0,020

Abundância	3 ^a	18 ^b	1 ^a	22		
Riqueza	1	2	1	2		
Abundância total*	149 ^a	313 ^b	246 ^c	721	57,62	< 0,01
Riqueza total*	12 ^{ab}	15 ^a	12 ^b	19		0,02
Equidade (Hurlbert's PIE)*	0,83 ^a	0,82 ^a	0,74 ^b			

Tabela 2. Análise do desempenho dos estimadores da riqueza de anuros na ESECAE. Para cada estimador, é mostrada a inclinação da reta de regressão linear (α) e o coeficiente de determinação da relação entre a riqueza esperada (tau de Mao) e a riqueza estimada (r). Quanto mais próxima de 1 for a inclinação, menor o viés, e quanto maior o coeficiente de determinação, maior a precisão. O estimador de *Bootstrap* apresentou melhor desempenho, por possuir, de maneira geral, menor viés e maior precisão. Asterisco (*) indica os maiores valores.

Estimador		ESECAE	Campo	Cerrado	Mata
Chao 1	α	1,08	1,08	0,56	1,11
	R	0,98	0,91	0,91	0,95
Chao 2	A	1,08	1,08	0,56	1,11
	R	0,98	0,91	0,91	0,96
Bootstrap	A	0,98	0,97*	0,91*	0,99*
	R	1,00*	1,00*	1,00*	0,99*
Jacknife 1	A	0,98	0,97*	0,77	0,99*
	R	0,99	0,95	0,99	0,97
Jacknife 2	A	1,00*	0,78	0,58	0,97
	R	0,97	0,59	0,96	0,92
ICE	A	1,15	0,97*	0,56	1,12
	R	0,94	0,83	0,86	0,70
ACE	A	1,14	0,94	0,54	1,08
	R	0,93	0,83	0,85	0,67

Tabela 3. Análise discriminante das fisionomias de Cerrado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, de acordo com dez variáveis da estrutura do hábitat. Os valores indicados são a média e o desvio-padrão de cada variável, de acordo com a fisionomia, assim como os coeficientes padronizados de cada variável nas duas funções discriminantes (FD1 e FD2). São também apresentadas as taxas de erro de validação cruzada de dois modelos, obtidos de uma análise discriminante por passos que selecionou apenas duas variáveis.

Variável	Campo	Cerrado	Mata	FD1	FD2
Massa seca da serrapilheira	43,84 ± 55,2	79,68 ± 70,27	82,3 ± 60,97	-1,04	-0,71
Quantidade de solo exposto	5,03 ± 3,64	3,51 ± 2,01	3,59 ± 3,47	-0,15	0,70
Cobertura de dossel	6,58 ± 8,77	10,42 ± 8,48	21,14 ± 7,46	1,61	0,78
Densidade da vegetação	3,64 ± 2,8	4,31 ± 1,23	4,88 ± 2,62	-0,22	-0,35
Número de buracos	0,18 ± 0,35	0,24 ± 0,28	0,53 ± 0,96	0,28	0,07
Número de cupinzeiros	0,77 ± 0,79	0,79 ± 0,86	0,21 ± 0,34	-0,41	-0,26
Número de poças temporárias	0,42 ± 0,7	0,09 ± 0,19	0,06 ± 0,17	-0,35	0,91
Distância até a margem	38,02 ± 33,23	40,28 ± 36,02	31,18 ± 34,68	0,28	0,62
Densidade de macrófitas	1,01 ± 2,28	1,09 ± 1,62	1,76 ± 4,00	0,25	-0,35
Número de troncos caídos	0,08 ± 0,16	0,29 ± 0,36	0,99 ± 0,99	0,74	0,10
Variação explicada por cada função discriminante				0,90	0,10
	Passo	Taxa de erro			
Cobertura de dossel	1	0,40			
Massa seca da serrapilheira	2	0,35			

	<i>Physalaemus centralis</i>	-	2	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Physalaemus cuvieri</i>	6	6	5	5	3	1	2	-	3	-	-	-	1	-	-
	<i>Pseudopaludicola ternetzi</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus latrans</i>	5	3	7	4	3	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-
	<i>Leptodactylus furnarius</i>	-	1	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Leptodactylus fuscus</i>	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Microhylidae	<i>Elachistocleis cesarii</i>	-	-	2	1	3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Elachistocleis ovalis</i>	2	4	3	2	1	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-
	Total	162	134	123	124	109	28	4	6	8	3	2	1	1	2	1

Tabela 5. Número de registros de anuros utilizando as categorias de microhabitats disponíveis nas fisionomias de Cerrado da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), Distrito Federal, Brasil.

Família	Espécies	Categorias de microhabitats								Total
		Lagoa	Poça	Toca	Vegetação aquática	Vegetação Herbácea	Vegetação arbustiva	Vegetação arbórea	Solo	
Bufonidae	<i>Rhinella rubescens</i>	3	-	-	-	-	-	-	1	4
	<i>Rhinella schneideri</i>	1	1	-	-	-	-	-	1	3
Hylidae	<i>Dendropsophus jimi</i>	-	-	-	-	22	23	3	75	123
	<i>Dendropsophus minutus</i>	-	-	-	-	5	14	2	2	23
	<i>Dendropsophus rubicundulus</i>	5	-	-	47	17	41	6	40	156
	<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	1	3	-	8	36	103	13	18	182
	<i>Hypsiboas raniceps</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	2
	<i>Phyllomedusa azurea</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1
	<i>Scinax fuscomarginatus</i>	-	2	-	5	16	67	14	9	113

	<i>Scinax fuscovarius</i>	-	-	-	-	1	4	1	6	12
Leiuperidae	<i>Eupemphix nattereri</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	<i>Physalaemus centralis</i>	2	2	-	-	-	-	-	4	8
	<i>Physalaemus cuvieri</i>	8	13	2	-	-	-	-	13	36
	<i>Pseudopaludicola ternetzi</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus latrans</i>	4	-	-	-	-	-	-	21	25
	<i>Leptodactylus furnarius</i>	-	1	-	-	-	-	-	3	4
	<i>Leptodactylus fuscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	4	4
Microhylidae	<i>Elachistocleis cesarii</i>	-	-	1	-	-	-	-	7	8
	<i>Elachistocleis ovalis</i>	-	2	-	-	-	-	-	13	15
	Total	24	24	3	60	97	255	39	219	721

Tabela 6. Abundância mensal da comunidade de anuros amostrados em três fisionomias de Cerrado na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), Distrito Federal, Brasil.

	Estação chuvosa							Estação seca				
	Out/10	Nov/10	Dez/10	Jan/11	Fev/11	Mar/11	Abr/11	Mai/11	Jun/11	Jul/11	Ago/11	Set/11
Bufonidae												
<i>Rhinella rubescens</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Rhinella schneideri</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hylidae												
<i>Dendropsophus jimi</i>	1	52	48	13	7	3	0	0	0	0	0	0
<i>Dendropsophus minutus</i>	1	1	3	1	0	4	5	1	1	0	1	2
<i>Dendropsophus rubicundulus</i>	38	52	28	18	13	4	2	0	1	0	0	0
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	8	4	10	26	23	68	31	4	2	1	1	1
<i>Hypsiboas raniceps</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0

<i>Phyllomedusa azurea</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	16	31	31	22	9	2	0	0	0	0	0	0
<i>Scinax fuscovarius</i>	4	4	1	0	0	0	0	0	1	1	2	1
Leiuperidae												
<i>Eupemphix nattereri</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Physalaemus centralis</i>	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physalaemus cuvieri</i>	8	19	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudopaludicola ternetzi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptodactylidae												
<i>Leptodactylus furnarius</i>	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Leptodactylus fuscus</i>	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptodactylus latrans</i>	5	5	4	1	4	1	2	2	1	0	0	0
Microhylidae												

<i>Elachistocleis cesarii</i>	0	0	0	1	3	0	0	1	0	1	0	1
<i>Elachistocleis ovalis</i>	0	7	4	0	1	1	1	0	0	0	0	1
Número de registros	88	181	134	86	61	85	41	10	6	3	7	6
Número de espécies	13	12	10	10	8	9	5	6	5	3	4	5

Tabela 7. Resultados da seleção manual de modelos e da análise de modelos médios da relação entre a abundância total de anuros amostrados na Estação Ecológica de Águas Emendadas e variáveis climáticas. Estimativa: coeficientes do melhor modelo resultante da seleção manual. M1-M3: modelos com peso > 0. Média: coeficientes médios. Importância: soma dos pesos dos modelos que incluíram cada variável. A variável mês foi incluída em todos os modelos para remover a autocorrelação temporal.

Variáveis	Estimativa	M1	M2	M3	Média	Importância
Interseção	-14,350	-14,46	-10,54	-14,24	-14,350	1,00
Mês	0,524	0,529	0,379	0,390	0,524	1,00
Velocidade dos ventos	-3,559	-3,533	-4,343	-3,867	-3,559	1,00
Umidade relativa (N)	0,086	0,086	0,076	0,125	0,086	1,00
Precipitação (N)	0,040	0,040	0,036	0,026	0,040	1,00
Precipitação	-0,022	-0,022	-0,010	-0,041	-0,022	1,00
Insolação (N)	0,046	0,046	0,062	—	0,045	0,99
Direção dos ventos	0,036	0,036	—	0,079	0,035	0,97
Umidade relativa máxima	0,079	—	—	0,079	0,001	0,01
Graus de liberdade		8	7	8		
log-Verossimilhança		-34,28	-48,87	-38,60		
AICc		132,56	139,73	141,20		
Diferença (Δ AICc)		0,00	7,17	8,63		
Peso		0,96	0,03	0,01		

Tabela 8. Diversidade filogenética (PD), distância filogenética média (MPD) e distância filogenética média ao táxon mais próximo (MNTD) para amostras de anuros da Estação Ecológica de Águas Emendadas, organizadas por fisionomias, microhábitats e meses. Obs.: valores observados. Os valores de Z e P são baseados em 10.000 aleatorizações dos nomes dos táxons na filogenia.

	Táxons	PD			MNTD			MPD		
		Obs.	Z	P	Obs.	Z	P	Obs.	Z	P
Fisionomias										
Campo úmido	12	4.33	-0.79	0.15	0.34	-0.14	0.46	1.33	-0.57	0.21
Cerrado <i>sensu stricto</i>	15	5.11	0.15	0.39	0.26	-0.17	0.50	1.40	0.65	0.60
Mata de galeria	12	4.56	-0.17	0.27	0.37	0.16	0.55	1.35	-0.32	0.30
Microhábitats										
Água	7	3.11	-0.87	0.26	0.35	-1.17	0.14	1.21	-1.11	0.14
Vegetação aquática	3	1.56	-0.86	0.15	0.52	-1.28	0.09	0.59	-2.09	0.07
Poça	6	3.72	0.98	0.79	0.93	1.55	0.93	1.41	0.24	0.55

Toca	2	2.00	0.99	0.90	2.00	0.98	0.90	2.00	0.98	0.90
Vegetação herbácea	6	1.78	-3.00	<0,01	0.22	-1.99	0.02	0.44	-5.29	<0,01
Vegetação arbustiva	8	2.22	-3.34	<0,01	0.21	-1.98	0.01	0.56	-6.28	<0,01
Vegetação arbórea	6	1.78	-3.00	<0,01	0.22	-1.99	0.02	0.44	-5.29	<0,01
Solo	16	5.00	-1.03	0.16	0.23	-0.28	0.46	1.37	0.01	0.34

 Meses

Outubro	13	4,17	-1,85	0,09	0,31	-0,23	0,45	1,22	-2,23	0,04
Novembro	12	4,61	0,00	0,36	0,41	0,56	0,67	1,34	-0,38	0,27
Dezembro	10	4,11	-0,28	0,29	0,44	0,22	0,56	1,29	-0,78	0,24
Janeiro	10	4,11	-0,31	0,28	0,47	0,41	0,62	1,35	-0,24	0,30
Fevereiro	8	4,00	0,43	0,57	0,42	-0,56	0,32	1,51	1,06	0,88
Março	9	4,00	-0,05	0,36	0,49	0,29	0,58	1,26	-1,01	0,20
Abril	5	3,33	0,82	0,73	0,98	1,08	0,81	1,49	0,54	0,63

Maio	6	3,39	0,28	0,53	0,56	-0,31	0,42	1,49	0,66	0,62
Junho	5	2,56	-0,74	0,26	0,67	-0,18	0,45	1,02	-1,61	0,05
Julho	3	2,33	0,50	0,78	1,11	0,15	0,64	1,56	0,48	0,78
Agosto	4	2,44	-0,19	0,46	0,83	-0,04	0,55	1,19	-0,68	0,21
Setembro	5	2,61	-0,64	0,35	0,36	-1,45	0,08	1,39	0,09	0,57

LEGENDA DAS FIGURAS

Figura 1. Mapa da área de estudo. No canto esquerdo inferior, desenho esquemático da disposição dos pontos amostrais das transeções em três fisionomias de Cerrado (campo úmido, cerrado *sensu stricto* e mata de galeria) na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. Em amarelo, pontos amostrais onde foram mensuradas as variáveis estruturais do hábitat.

Figura 2. Hipótese filogenética construída para as espécies de anuros registradas na Lagoa Bonita, Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil

Figura 3. Curvas de rarefação de espécies para a amostragem total, e ainda, para cada fisionomias de Cerrado amostrada. A linha contínua representa o valor esperado de riqueza (Tau de Mao) e a curva de círculos representa a riqueza estimada por *Bootstrap*.

Figura 4. Registros das cinco famílias encontradas nas fisionomias de campo úmido, cerrado *sensu stricto* e mata de galeria às margens da Lagoa Bonita, Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. O asterisco indica a importância da família Microhylidae (81% dos espécimes amostrados no cerrado *sensu stricto*) e Leptodactylidae (63% dos espécimes amostrados em áreas de campo úmido). para as diferenças observadas entre as fisionomias.

Figura 5. Histograma das espécies registradas durante o período amostral e registros para campo úmido, cerrado *sensu stricto* e mata de galeria às margens da Lagoa Bonita, Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. O número representa a ordem de importância de cada espécie e o asterisco as diferenças observadas nas fisionomias:

Dendropsophus jimi (1), *Leptodactylus latrans* (2), *Hypsiboas albopunctatus* (3),
Dendropsophus rubicundulus (4), *Rhinella rubescens* (5), *Elachistocleis ovalis* (6),
Hypsiboas raniceps (7). Onde: *Rhinella rubescens* (R.r), *Rhinella schneideri* (R.s),
Dendropsophus jimi (D.j), *Dendropsophus minutus* (D.m), *Dendropsophus rubicundulus*
(D.r), *Hypsiboas albopunctatus* (H.a), *Hypsiboas raniceps* (H.r), *Phyllomedusa azurea* (P.a),
Scinax fuscomarginatus (S.fm), *Scinax fuscovarius* (S.fv), *Eupemphix nattereri* (E.n),
Physalaemus centralis (P.ce), *Physalaemus cuvieri* (P.cu), *Pseudopaludicola ternetzi* (P.t),
Leptodactylus furnarius (L.fr), *Leptodactylus fuscus* (L.fs), *Leptodactylus latrans* (L.l),
Elachistocleis cesarii (E.c), *Elachistocleis ovalis* (E.o).

Figura 6. Gráfico da análise discriminante, separando as fisionomias de Cerrado em um gradiente de cobertura de dossel.

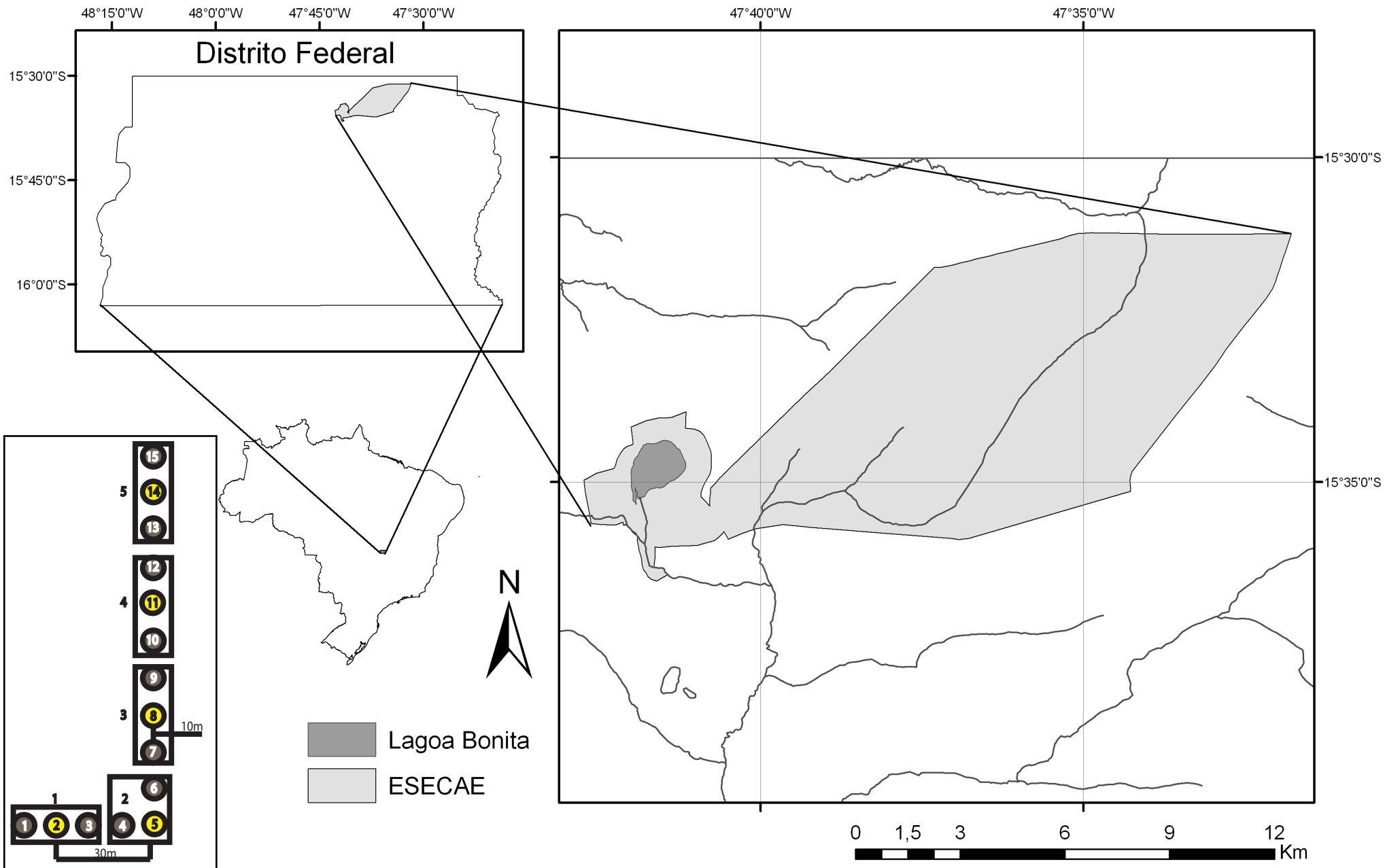
Figura 7. Histograma das médias ponderadas para a variável cobertura de dossel associada com as abundâncias das espécies de anuros da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. Onde: *Rhinella rubescens* (R.r), *Rhinella schneideri* (R.s),
Dendropsophus jimi (D.j), *Dendropsophus minutus* (D.m), *Dendropsophus rubicundulus*
(D.r), *Hypsiboas albopunctatus* (H.a), *Hypsiboas raniceps* (H.r), *Phyllomedusa azurea* (P.a),
Scinax fuscomarginatus (S.fm), *Scinax fuscovarius* (S.fv), *Eupemphix nattereri* (E.n),
Physalaemus centralis (P.ce), *Physalaemus cuvieri* (P.cu), *Pseudopaludicola ternetzi* (P.t),
Leptodactylus furnarius (L.fr), *Leptodactylus fuscus* (L.fs), *Leptodactylus latrans* (L.l),
Elachistocleis cesarii (E.c), *Elachistocleis ovalis* (E.o).

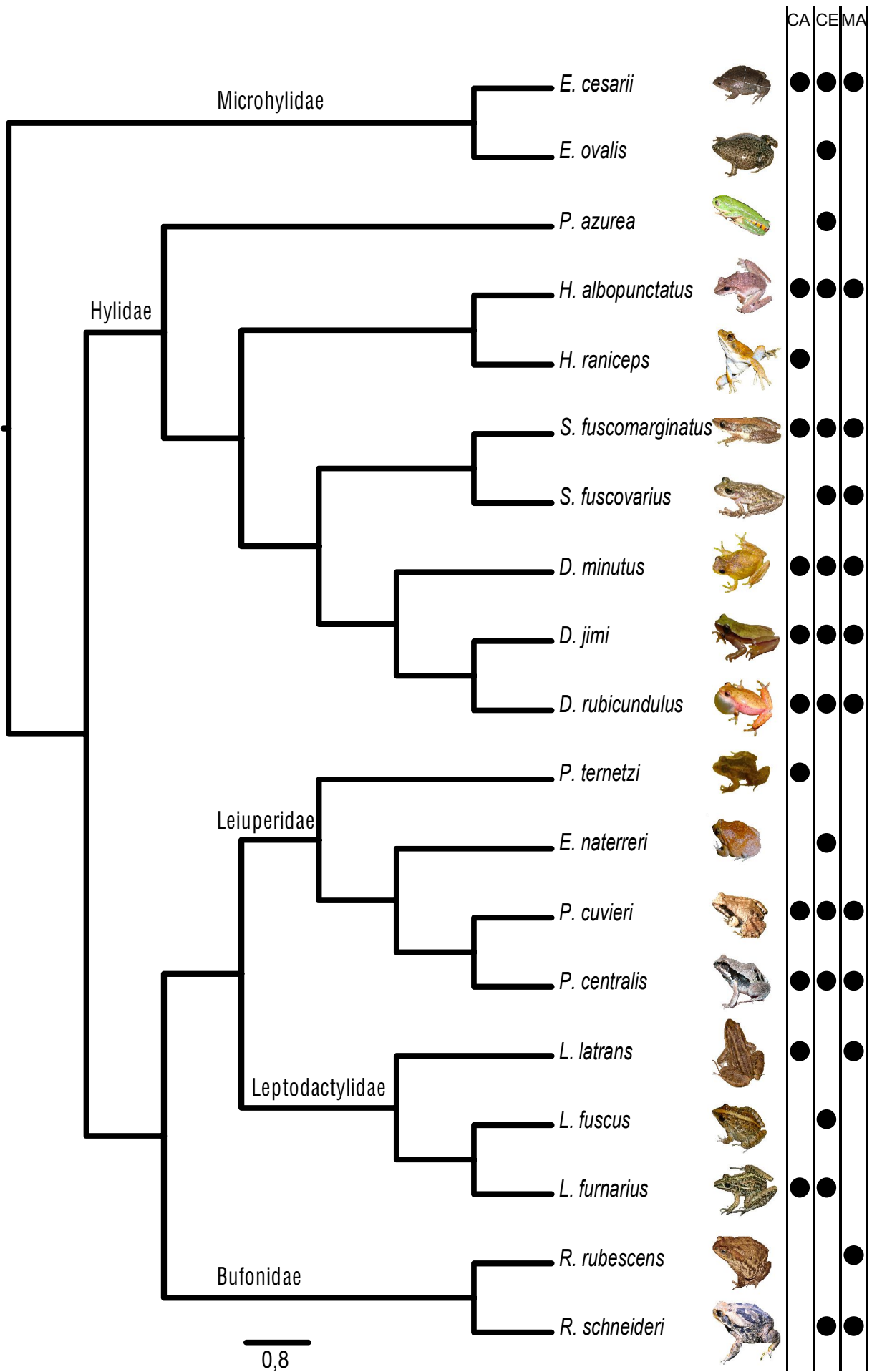
Figura 8. Representação gráfica da associação das espécies com o uso do hábitat (A), ponto amostral (B), microhábitat (C) e mês (D) na Estação Ecológica de Águas Emendadas,

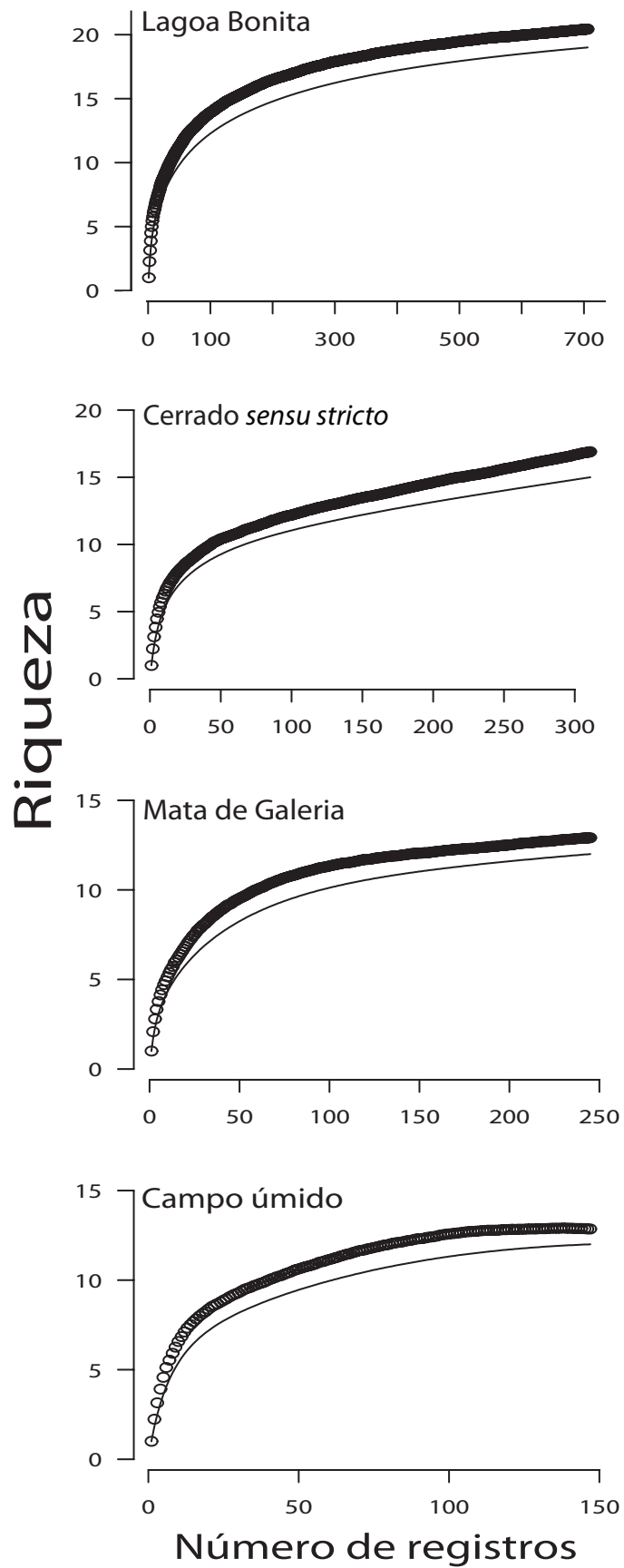
Planaltina, Distrito Federal, Brasil. Onde: *Rhinella rubescens* (R.r), *Rhinella schneideri* (R.s), *Dendropsophus jimi* (D.j), *Dendropsophus minutus* (D.m), *Dendropsophus rubicundulus* (D.r), *Hypsiboas albopunctatus* (H.a), *Hypsiboas raniceps* (H.r), *Phyllomedusa azurea* (P.a), *Scinax fuscomarginatus* (S.fm), *Scinax fuscovarius* (S.fv), *Eupemphix nattereri* (E.n), *Physalaemus centralis* (P.ce), *Physalaemus cuvieri* (P.cu), *Pseudopaludicola ternetzi* (P.t), *Leptodactylus furnarius* (L.fr), *Leptodactylus fuscus* (L.fs), *Leptodactylus latrans* (L.l), *Elachistocleis cesarii* (E.c), *Elachistocleis ovalis* (E.o).

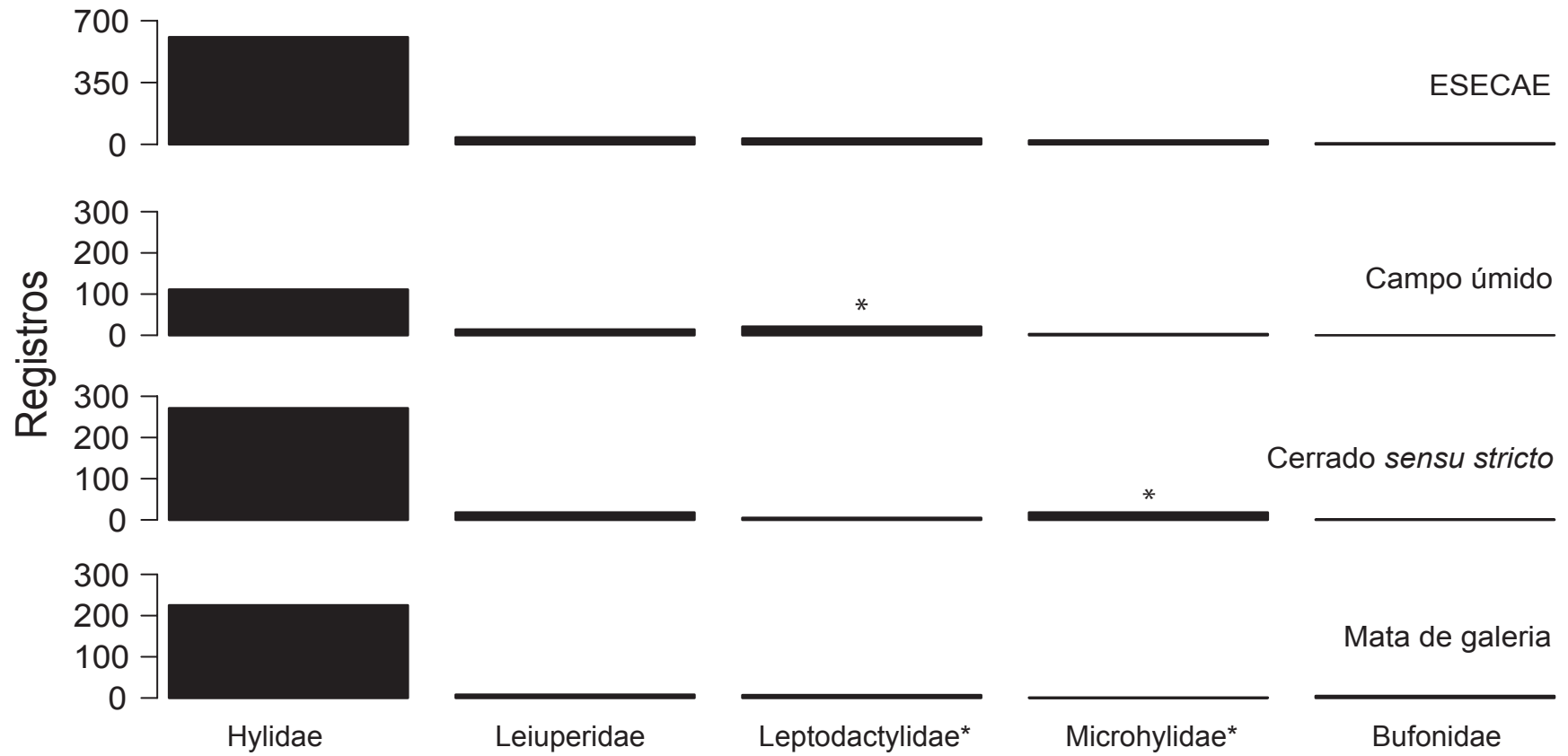
Figura 9. Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre abundância de anuros da Estação Ecológica de Águas Emendadas e as variáveis climáticas Normal de insolação total (Insolação Tn), Temperatura mínima e Normal de precipitação total (Precipitação Tn), Onde: *Dendropsophus jimi* (Dj), *Dendropsophus minutus* (Dm), *Dendropsophus rubicundulus* (Dr), *Hypsiboas albopunctatus* (Ha), *Scinax fuscomarginatus* (Sfm), *Scinax fuscovarius* (Sfv), *Physalaemus cuvieri* (Pcu), *Leptodactylus latrans* (Ll), *Elachistocleis ovalis* (Eo).

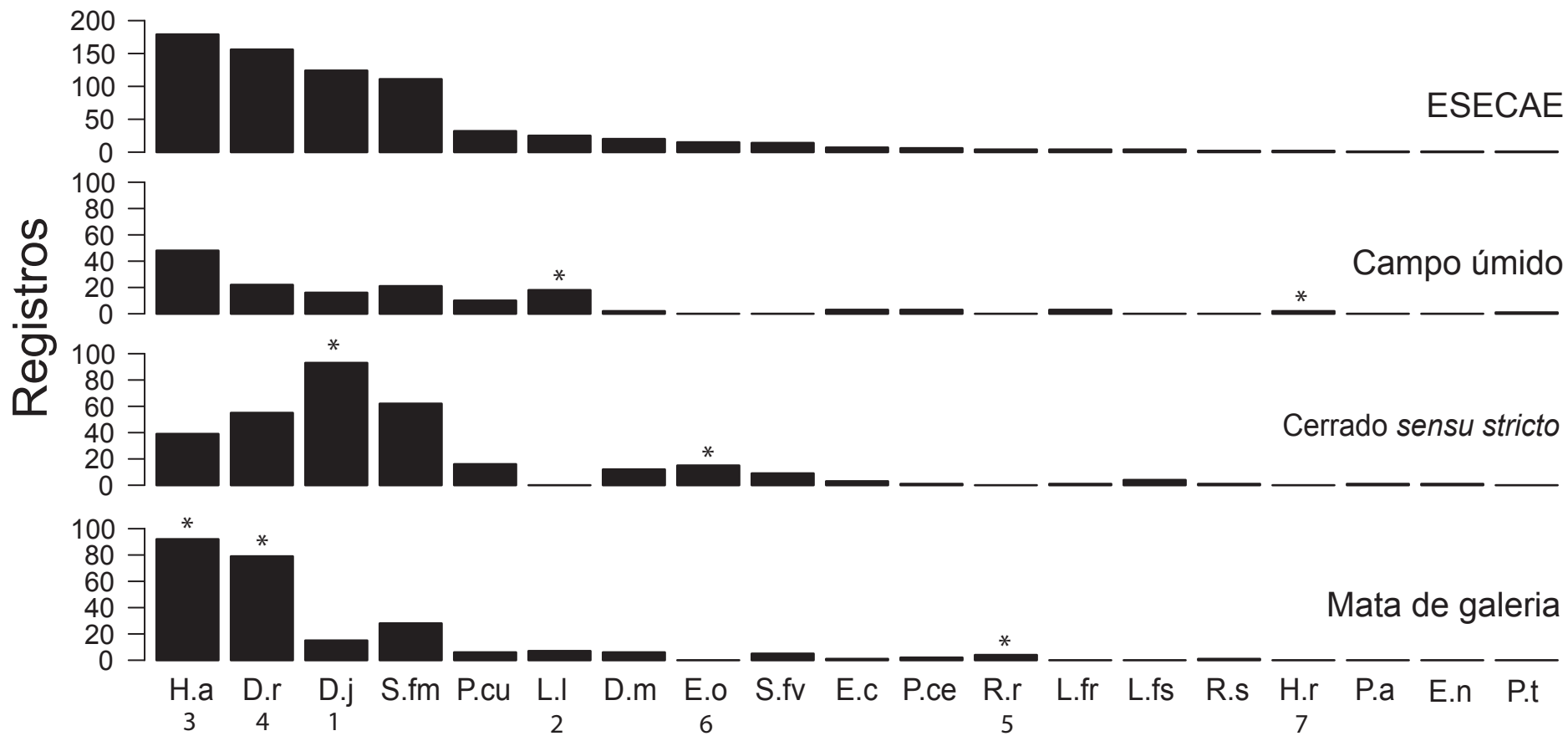
Figura 10. Curvas de Respostas Principais (PRC) explicando a variação na abundância de anuros por fisionomias de Cerrado ao longo dos meses, onde: *Rhinella rubescens* (Rr), *Rhinella schneideri* (Rs), *Dendropsophus jimi* (Dj), *Dendropsophus minutus* (Dm), *Dendropsophus rubicundulus* (Dr), *Hypsiboas albopunctatus* (Ha), *Hypsiboas raniceps* (Hr), *Phyllomedusa azurea* (Pa), *Scinax fuscomarginatus* (Sfm), *Scinax fuscovarius* (Sfv), *Eupemphix nattereri* (En), *Physalaemus centralis* (Pce), *Physalaemus cuvieri* (Pcu), *Pseudopaludicola ternetzi* (Pt), *Leptodactylus furnarius* (Lfr), *Leptodactylus fuscus* (Lfs), *Leptodactylus latrans* (Ll), *Elachistocleis cesarii* (Ec), *Elachistocleis ovalis* (Eo).

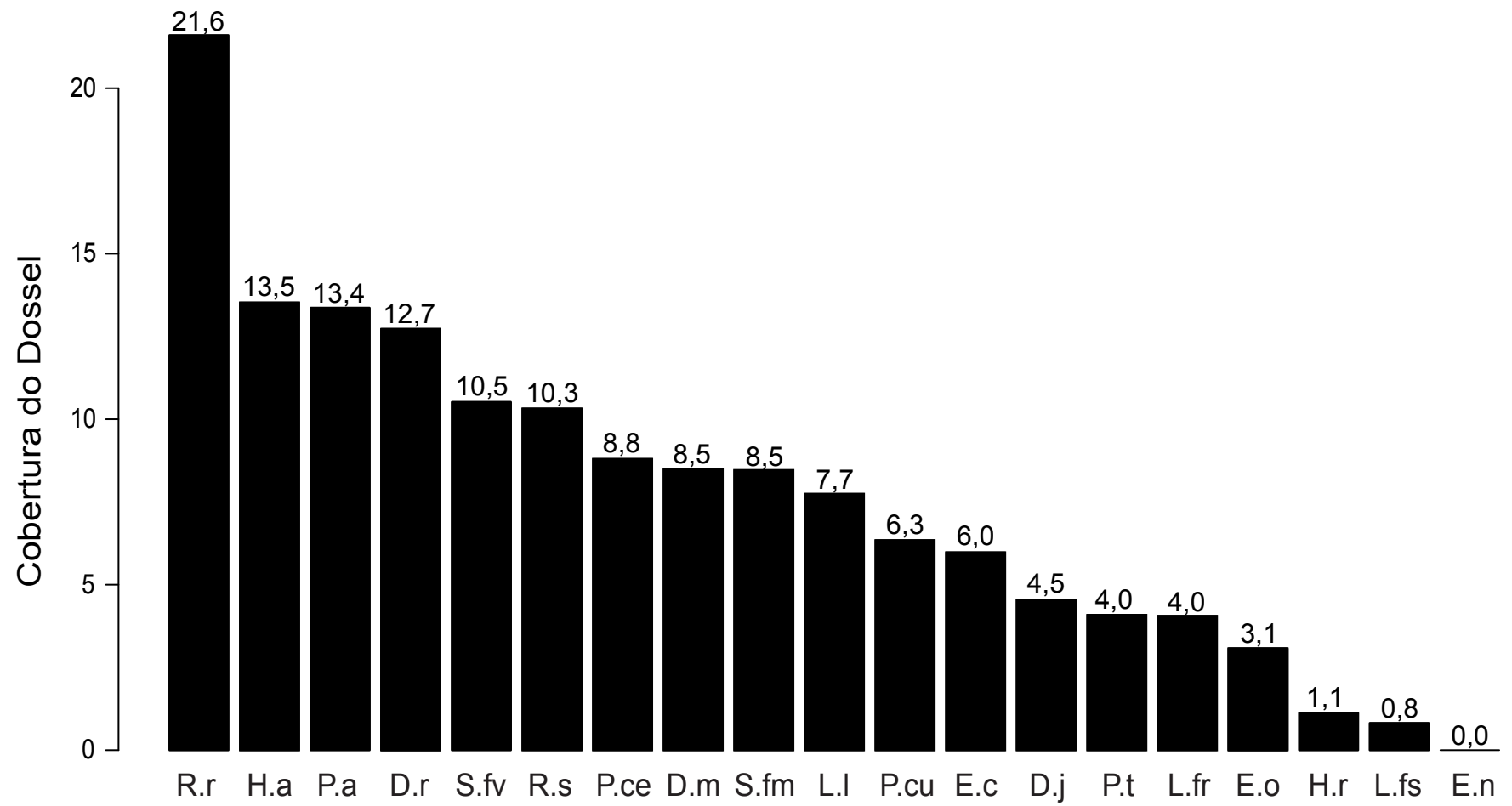




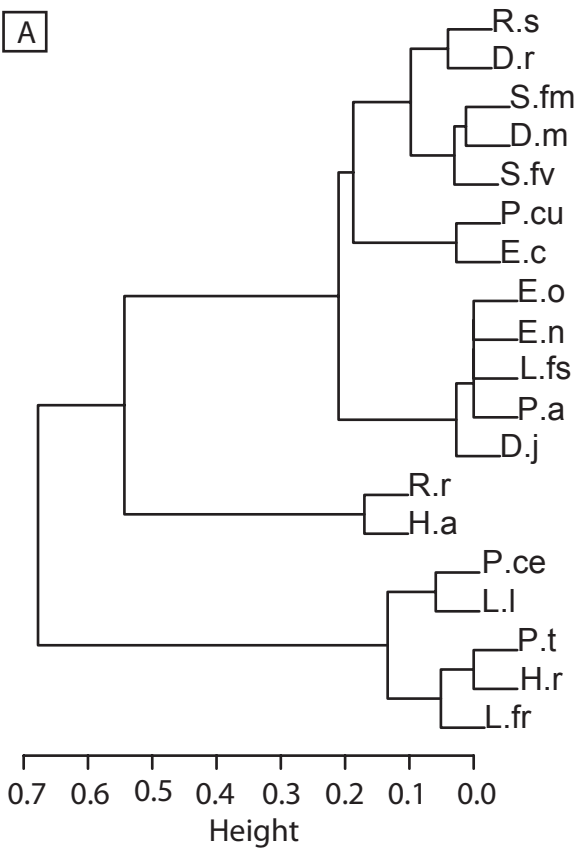




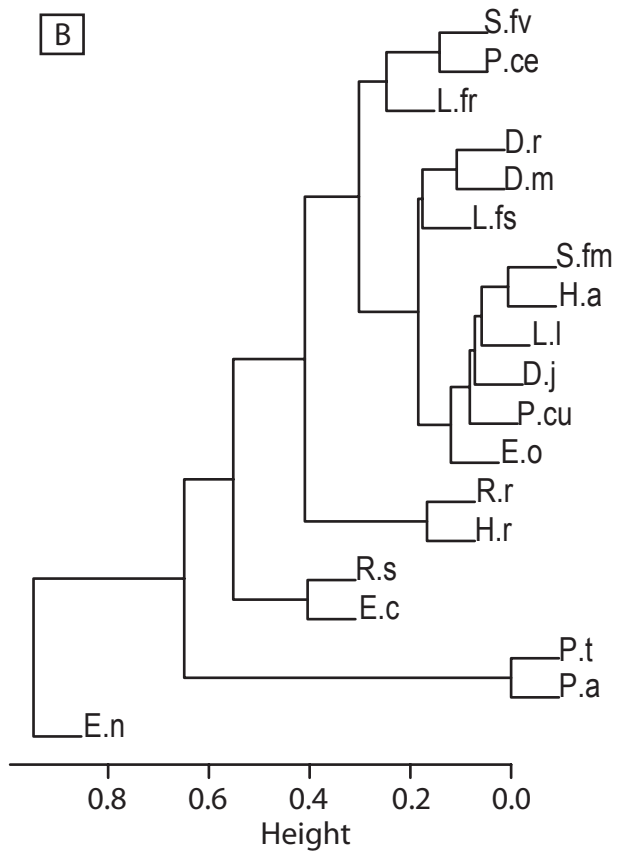




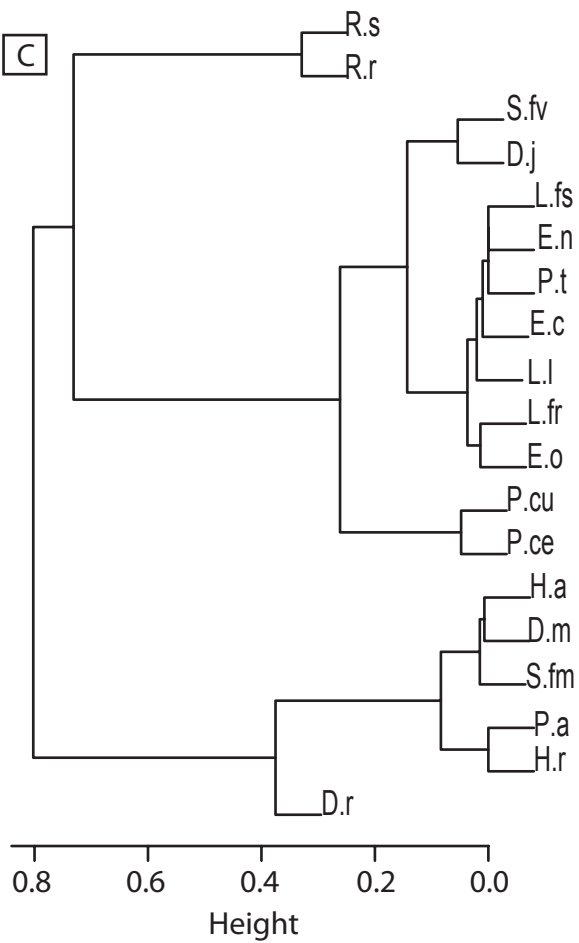
A



B



C



D

