

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS
UNIFAL - MG**

JULIETA APARECIDA MOREIRA

**DIFERENTES ABORDAGENS DE ANÁLISE DA DIVERSIDADE
BIOLÓGICA DA ANUROFAUNA DO SUL DE MINAS GERAIS**

ALFENAS – MG

2014

JULIETA APARECIDA MOREIRA

**DIFERENTES ABORDAGENS DE ANÁLISE DA DIVERSIDADE
BIOLÓGICA DA ANUROFAUNA DO SUL DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG.

Área de concentração: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Flávio Nunes Ramos

Co-orientador: Prof. Vinícius Xavier da Silva

ALFENAS – MG

2014

Moreira, Julieta Aparecida.

Diferentes abordagens de análise da diversidade biológica da anurofauna do Sul de Minas Gerais / Julieta Aparecida Moreira. - Alfenas, 2014.
48 f. -

Orientador: Flávio Nunes Ramos

Co-orientador: Vinícius Xavier da Silva

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) -
Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2014.
Bibliografia.

1. Anfíbios. 2. Biodiversidade. 3. Diversidade - Filogenia.
I. Ramos, Flávio Nunes. II. Silva, Vinícius Xavier da III. Título.

CDD: 577.82

JULIETA APARECIDA MOREIRA

**DIFERENTES ABORDAGENS DE ANÁLISE DA DIVERSIDADE
BIOLÓGICA DA ANUROFAUNA DO SUL DE MINAS GERAIS**


A Banca examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Pesquisa: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Aprovado em: 19/09/2014

Prof. Dr. Vinícius Xavier da Silva
Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: 

Prof. Dr. Rogério Grasseto T. da Cunha
Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: 

Prof. Dr. Hisaías de Souza Almeida
Instituição: UNIFEI

Assinatura: 

*Dedico a meus pais Joel e Maria, ao meu esposo e
companheiro Vitor e aos meus filhos Ana Lydia e Luís Miguel.*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	08
	REFERÊNCIAS	11
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1	Índices clássicos de diversidade	14
2.2	Curvas de rarefação e estimadores de riqueza	16
2.3	Diversidade beta	19
2.4	Diversidade filogenética	21
	Referências	24
3	ARTIGO	28
	MATERIAL E MÉTODOS	31
	Período e área de estudo	31
	Análise dos dados	32
	RESULTADOS	35
	Índices clássicos de diversidade	36
	Curvas de rarefação e estimadores de riqueza	36
	Diversidade beta	38
	Diversidade filogenética	39
	DISCUSSÃO	41
	Agradecimentos	45
	REFERÊNCIAS	45

RESUMO

Embora haja diferentes formas de análise e descrição da diversidade biológica, são raros os trabalhos metodológicos comparativos sobre o mesmo conjunto de dados. Essas comparações permitem entender quais as ênfases consideradas por cada uma dessas diferentes abordagens, quais dessas análises podem ser redundantes ou complementares e talvez até quais podem ser classificadas como mais apropriadas a cada tipo de objetivo e escala de estudo. Este estudo objetiva testar a hipótese de que diferentes abordagens de se mensurar a diversidade biológica geram resultados diferentes na comparação entre as mesmas amostras. Compilou-se informações de levantamentos da anurofauna por meio de armadilhas de interceptação e queda em quatro localidades do sul do estado de Minas Gerais, Brasil. Foram registrados 572 indivíduos de 17 espécies e sete famílias. As abordagens incluíram índices clássicos de diversidade, curvas de rarefação e estimadores de riqueza, diversidade beta e diversidade filogenética. A hipótese de diferentes abordagens gerando diferentes resultados foi corroborada, e foi feita uma breve discussão sobre o enfoque de cada método. A sensibilidade das curvas de rarefação/estimadores de riqueza e diversidade filogenética foi considerada maior que os demais métodos analisados.

Palavras-chave: Anfíbios. Biodiversidade. Curvas de rarefação. Diversidade filogenética.

ABSTRACT

Although there are different analyses and forms of description of biological diversity, there are only a few comparative methodological work on the same data set. These comparisons allow us to understand which emphases considered by each of these different approaches, which of these analyzes can be redundant or complementary and perhaps even what can be classified as more appropriate for each goal and scale. This study aims to test the hypothesis that different approaches of measuring biological diversity generate different results when comparing the same samples. Information was compiled from surveys of the anurofauna collected by pitfall traps and fall in four localities in the Southern State of Minas Gerais, Brazil. 572 individuals of 17 species distributed in seven families were recorded. The material was analysed with classical diversity indices, rarefaction curves and richness estimators, beta diversity and phylogenetic diversity. The hypothesis that different analyses generate different results was confirmed, moreover we discuss briefly each one of the methods. The rarefaction curves / richness estimators and phylogenetic diversity was yielded more sensible results if compared with remaining methods.

Key words: Amphibians. Biodiversity. Rarefaction curves. Phylogenetic diversity.

1 INTRODUÇÃO GERAL

Biodiversidade é um termo originado da contração da expressão “biological diversity” e, no meio científico, começou a ser empregado por Wilson e Peter (1988), após organização do livro com mesmo título (LEWINSOHN; PRADO, 2004). Desde então surgiram várias definições para o termo, mas ainda sem consenso quanto ao significado, para englobar todos os níveis de variação natural, do molecular e genético até o nível de espécies, podendo ser, portanto, considerada como uma estimativa da variação biótica (WILSON; PETER, 1997).

Uma das definições de diversidade biológica pode ser a variedade dos genes, espécies e ecossistemas de uma região (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2006). Nesse sentido, e de acordo com Araújo (2000), pode ser decomposta em três níveis: diversidade genética dentro de populações, diversidade de espécies de um ecossistema e diversidade de comunidades e ecossistemas de uma região.

A diversidade genética compreende a variação de genes ou alelos, que inclui a variabilidade genética dentro da população, assim como entre populações de uma espécie, segundo Araújo (2000). A diversidade de espécies, conforme o mesmo autor, compreende a variedade de espécies de uma região, sendo que normalmente considera o número de espécies (riqueza) e a equitabilidade entre elas. A diversidade de comunidades e ecossistemas, por sua vez, é um conceito mais amplo, que considera a variação de comunidades, habitats e ecossistemas da paisagem de uma região, incluindo a diversidade de interações (ARAÚJO, 2000).

No que diz respeito à diversidade biológica, alguns países destacam-se em termos de representatividade desta. O Brasil é um deles. Considerado um dos países mais megadiversos do mundo, possui de 15 a 20% do número total de espécies do planeta (LEWINSOHN; PRADO, 2005). Dos grupos de organismos que contribuem para essa megadiversidade

brasileira, alguns se destacam. É o caso dos anfíbios. O Brasil apresenta a maior riqueza absoluta de anfíbios da Terra, com 946 espécies descritas, sendo 913 da ordem Anura (SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA, 2012). Dessas espécies, várias são endêmicas e muitas estão ameaçadas de extinção (NASCIMENTO et al. 2009). Temos, portanto, grande responsabilidade na conservação de uma parcela significativa da biodiversidade mundial deste grupo de animais.

Vários estados brasileiros contribuem para esta diversidade da anurofauna, principalmente aqueles dentro dos domínios da Floresta Amazônica e da Mata Atlântica (CRUZ; FEIO, 2007). Entretanto, o Estado de Minas Gerais em particular possui algumas características favoráveis, como disponibilidade de recursos hídricos, variação altitudinal e heterogeneidade de paisagens, incluindo os biomas de Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga. Isso favorece a ocorrência de anfíbios especialistas em relação ao ambiente, o que amplia a taxa de endemismos (CRUZ; FEIO, 2007; DRUMMOND et al. 2005). Há estimativas de ocorrência de aproximadamente 200 espécies de anfíbios em Minas Gerais e, apesar desta diversidade da anurofauna no Estado, o conhecimento sobre ela é ainda insatisfatório (NASCIMENTO et al. 2009).

Os trabalhos que investigam a diversidade biológica em comunidades e ecossistemas têm ocupado o centro de pesquisas ecológicas (CORNELL; LAWTON, 1992; GOTELLI; COLWELL, 2001; MAESTRE et al. 2012). Porém, muitos deles analisam padrões da diversidade biológica através da riqueza de espécies ou diversidade *alfa*, que é apenas um dos componentes desta diversidade, não levando assim em consideração muitas outras características das comunidades (MELO, 2008; PAVOINE; BONSALL, 2011).

As descrições de diversidade baseadas apenas nos índices considerados clássicos, como os de Shannon-Wiener, de Simpson, de dominância e de equitatividade há tempos têm recebido críticas no meio científico (HURLBERT, 1971; MAESTRE et al. 2012; MELO,

2008). Com isso, formas adicionais e alternativas de abordagem para analisar a biodiversidade foram propostas, tais como curvas de rarefação e estimadores de riqueza (COLWELL et al. 2012; WALTHER; MOORE, 2005) e também a diversidade beta, que considera, além da riqueza de espécies, a variação na sua composição entre locais (CHAO; CHIU; HSIEH, 2012; LEGENDRE; BORCARD; PERES-NETO, 2005).

Outra forma de se entender as diferentes composições de espécies entre comunidades distintas é considerar tais espécies como representantes de linhagens evolutivas. Nesse contexto, as comunidades passam de apenas listas de espécies para representantes de processos evolutivos geradores de diversidade (REZENDE; DINIZ-FILHO, 2012). Essa forma relativamente recente de se olhar para a biodiversidade é denominada diversidade filogenética (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; SRIVASTAVA et al. 2012; WEEB et al. 2002).

Pouquíssimos trabalhos, contudo, comparam o mesmo conjunto de dados de diversidade sob essas diferentes abordagens. E a proposta de compilar dados de diversas coletas em diferentes localidades a partir de material tombado em coleção científica para análises comparativas é também uma excelente oportunidade para agregar conhecimento que de outra forma ficaria disperso (FEELEY; SILMAN, 2011; GOTELLI; COLWELL, 2001; HARDWICK et al. 2011; PYKE; EHRLICH, 2010; SUAREZ; TSUTSUI, 2004). Assim, esse estudo pretende comparar os mesmos dados de levantamentos anurofaunísticos, compilados a partir de uma coleção científica, sob diferentes abordagens da diversidade biológica.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, M. A. R. **Conservação da Biodiversidade em Minas Gerais**: em busca de uma estratégia para o século XXI. Belo Horizonte: Cema, 2000.

CHAO, A.; CHIU, C. H.; HSIEH, T. C. Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. **Ecology**, v. 93, p. 2037-2051, 2012.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidade filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotrópica**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.

COLWELL, R. K. et al. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, n. 1, p. 3-21, 2012.

CORNELL, H. V.; LAWTON, J. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. **Journal of Animal Ecology**, v. 61, p. 1-12, 1992.

CRUZ, C. A. G.; FEIO, R. N. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In: NASCIMENTO, L. B.; OLIVEIRA, M. E. (eds.) **Herpetologia do Brasil II**. Sociedade Brasileira de Herpetologia, p. 117-126, 2007.

DRUMMOND, G. M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais**: um atlas para a sua conservação. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

FEELEY, K.J.; SILMAN, M.R. Keep collecting: accurate species distribution modelling requires more collections than previously thought. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 6, p. 1132-1140, 2011.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.

HARDWICK, K. A. et al. The role of botanic gardens in the Science and practice of ecological restoration. **Conservation Biology**, v. 25, n. 2, p. 265-275, 2011.

HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology**, v. 52, p. 577-86, 1971.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 4, p. 435-450, 2005.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. **Biodiversidade Brasileira**: síntese do estado atual do conhecimento. 2. ed. São Paulo: Contexto, 176p, 2004.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. Quantas espécies há no Brasil? **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 36-42, 2005.

MAESTRE, F. T. et al. Species richness effects on ecosystem multifunctionality depend on evenness, composition and spatial pattern. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 2, p. 317-330, 2012.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Revista Holos** (edição especial). v. 1, n. 1, p. 236-267, 1999.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotrópica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.

NASCIMENTO, L. B. et al. Anfíbios. In: DRUMMOND, G. M. et al. **Biota Minas**: Diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais – subsídio ao Programa Biota Minas. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2009.

PAVOINE S.; BONSALE, M. B. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biological Reviews**, v. 86, n. 4, p. 792-812, 2011.

PYKE, G. H.; EHRLICH, P. R. Biological collections and ecological/environmental research: a review, some observations and a look to the future. **Biological Reviews**, Cambridge Philosophical Society, v. 85, p. 247-266, 2010.

REZENDE, E. L.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Phylogenetic Analyses: Comparing Species to Infer Adaptations and Physiological Mechanisms. **Comprehensive Physiology**. v. 2, 2012.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. 2012. Lista brasileira de anfíbios e répteis. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em 19 de agosto 2014.

SRIVASTAVA, D. S. et al. Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. **Ecology Letters**, v. 15, n. 7, p. 637-648, 2012.

SUAREZ, A. V.; TSUTSUI, N. D. The value of museum collections for research and society. **BioScience**, v. 54, n. 1, p. 66-74, 2004.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 592p, 2006.

WALTHER, B. A.; MOORE J. L. 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**, v. 28, n. 6, p. 815-829, 2005.

WEEB et al. Phylogenies and community ecology. **Annual review of ecology and systematics**, v. 33, p. 475-505, 2002.

WILSON, E. O.; PETER, F. M. (eds.) **Biodiversidade**. In: PENNA, C. G. (coord. ed. brasileira). Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 657p, 1997.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A diversidade biológica pode ser analisada considerando-se diferentes abordagens, o que faz desse assunto um tema complexo. Trabalhos comparativos utilizando-se do mesmo conjunto de dados são escassos, e tais comparações são válidas para se entender os enfoques considerados por cada abordagem, quais análises podem ser complementares ou redundantes e até mesmo quais podem ser consideradas prioritárias para cada tipo de estudo e/ou escala de trabalho. A seguir, é apresentada uma breve revisão bibliográfica sobre os principais e diferentes enfoques com que a diversidade biológica pode ser analisada e que foram abordados por este estudo.

2.1 Índices clássicos de diversidade

Em estudos ecológicos, são conhecidas as dificuldades para se estimar e comparar a riqueza de espécies a partir de amostras coletadas, pois esta riqueza pode variar com o número de indivíduos encontrados, de amostras recolhidas ou áreas amostradas (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Contudo, esta riqueza se trata apenas de uma estimativa, uma vez que comparar a mesma entre sítios ou amostras é um desafio estatístico, sensível aos dados das coletas (GOTELLI; COLWELL, 2001). Uma das formas mais clássicas de se fazer essas estimativas e comparações é por meio dos índices de diversidade.

Os índices clássicos de diversidade combinam dois atributos de uma comunidade: riqueza de espécies e equabilidade, sendo que este refere-se ao quão similarmente as espécies estão representadas na comunidade (MAGURRAN, 2004; MARTINS; SANTOS, 1999; MELO, 2008). Dentre os índices de diversidade mais utilizados em estudos ecológicos estão

os de Simpson, de Shannon-Wiener e de Pielou. O índice de diversidade de Simpson foi o primeiro usado em ecologia e indica a probabilidade de dois indivíduos tomados ao acaso em uma amostra serem pertencentes à mesma espécie (LUDWIG; REYNOLDS, 1988).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener é um dos mais empregados em ecologia de comunidades e está relacionado com a incerteza ao se afirmar a qual espécie um indivíduo coletado pertence, sendo este escolhido ao acaso em uma comunidade (LUDWIG; REYNOLDS, 1988). Já a equabilidade de Pielou é um componente do índice de Shannon, que indica como os indivíduos estão distribuídos entre as espécies de uma amostra (MAGURRAN, 2004). Algumas diferenças entre estes índices estão em seus enfoques. O índice de Simpson valoriza mais as espécies comuns, já o de Shannon as espécies raras, além de ser relativamente independente do tamanho da amostra (ODUM, 1988).

Amplamente utilizados nas análises de diversidade biológica, os índices de diversidade são empregados em situações em que a comunidade inteira não pode ser inventariada, sendo então estimada através de uma amostragem (MARTINS; SANTOS, 1999). A aplicação desses índices em estudos ecológicos é então evidenciada para se tentar estimar em valores numéricos, quão diversa é uma amostra para determinado grupo de organismos. Contudo, nas últimas décadas, o uso isolado dos chamados índices clássicos de diversidade vêm recebendo severas críticas (GOTELLI; COLWELL, 2001; HURLBERT, 1971; MOKANY et al. 2011).

Essas críticas residem principalmente no fato de que esses índices enfatizam apenas o número de espécies e respectivas abundâncias dentro da comunidade, desconsiderando a composição das mesmas nas comparações entre amostras (SOBRAL; CIANCIARUSO, 2012). Outra limitação é que um valor calculado para determinado índice é restrito a comparações, não sendo possível o seu uso isolado. Por exemplo, o valor para o índice de Shannon de uma amostra, analisado isoladamente é um dado abstrato e de difícil interpretação

(MELO et al. 2003). Ricotta (2007) relata que no cálculo dos valores dos índices clássicos, os mesmos combinam os atributos de forma não padronizada, o que gera resultados muitas vezes equivocados e erroneamente consideram uma alta diversidade quando as espécies de comunidades comparadas apresentam abundância aproximada.

Outro ponto passível de crítica é que os índices clássicos consideram a riqueza e a estrutura de abundância, mas são cegos para a composição de espécies (REESE; WILSON; FLATHER, 2014). Assim, comunidades completamente diferentes na composição de suas respectivas espécies, mas coincidentemente com o mesmo número absoluto de espécies e abundâncias equivalentes podem gerar índices muito similares, porém enganosos.

Assim, estes índices podem ter valores distintos e subjetivos de acordo com os diferentes objetos de estudo, áreas amostradas e esforços de coleta e ainda existe muita controvérsia sobre quais dos índices de diversidade são melhores. Portanto, a escolha da melhor forma de se analisar a biodiversidade depende invariavelmente dos objetivos e escalas do estudo (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Contudo, em virtude das muitas críticas feitas aos índices clássicos de diversidade, novos métodos começaram a ser propostos, como curvas de rarefação, estimadores de riqueza, diversidade beta e diversidade filogenética, que serão abordados a seguir.

2.2 Curvas de rarefação e estimadores de riqueza

Uma forma complementar para avaliar a diversidade de espécies em diferentes comunidades são as curvas de rarefação e os estimadores de riqueza. Também chamada de curva de acumulação de espécies, sua construção é baseada em um modelo de amostragem estatística que utiliza extrapolações da riqueza, aleatorizando as amostras para permitir

comparações (COLWELL; CODDINGTON, 1994).

A utilização das curvas de rarefação é bastante utilizada em análises comparativas de comunidades, porém seu uso possui algumas restrições. Segundo Gotelli; Collwel (2001): a) o grupo taxonômico a ser comparado deve ser o mesmo nas respectivas amostras; b) as técnicas de coleta devem ser igualitárias entre as amostras comparadas; c) o hábitat dos locais de coleta devem ser equivalentes.

Estes indicadores estimam o número total de espécies em determinado local ou comunidade, baseado na incidência das mesmas nas amostras das comunidades analisadas e são considerados ferramentas eficientes para se estimar a riqueza de espécies de uma área, permitindo também a comparação de dados obtidos com métodos e esforços de coleta diferentes (MAGURRAN, 2004; SANTOS, 2006).

Os principais estimadores de riqueza podem considerar apenas dados de presença-ausência de espécies nas amostras ou ainda utilizar dados de abundância em equações matemáticas. Para comparar a riqueza observada com a riqueza estimada, destacam-se os chamados estimadores não-paramétricos, por serem aplicáveis a dados com diferentes distribuições de abundâncias e citados por vários autores (COLWELL et al. 2012; MAGURRAN, 2004; WALTHER; MOORE, 2005). Em estudos com herpetofauna, os estimadores mais utilizados são Chao 1, Chao 2 e *Bootstrap* (CUBIDES; URBINA-CARDONA, 2011; D'ANUNCIAÇÃO et al. 2013; PINEDA; HALFFTER, 2004; WATLING; DONNELLY, 2007).

De acordo com Colwell; Coddigton (1994), o estimador Chao 1 é baseado na abundância, enquanto Chao 2 baseia-se na incidência das espécies nas amostras. Para estes autores, Chao 2 mostrou ser o estimador menos enviesado e com melhor desempenho em amostras com tamanho reduzido. O estimador *Bootstrap*, por sua vez, estima a riqueza total utilizando todas as espécies coletadas, não se restringindo às espécies raras (SANTOS, 2006).

O que se espera das estimativas de riqueza, em geral, é obter parâmetros para comparações entre comunidades, pois a dificuldade neste tipo de comparação é que a riqueza amostral é dependente do esforço de coleta, e, assim, o que se deseja de uma estimativa de riqueza é que ela gere um valor estável, independente do esforço amostral (WALTHER; MOORE, 2005). Nesse sentido, é necessário cautela, uma vez que proporcionalmente ao esforço de coleta está o tamanho amostral, o que para alguns casos, é determinante como sub-amostragem (TAYLOR et al. 2013).

Reese; Wilson; Flather (2014) avaliaram o desempenho de 13 estimadores de riqueza não paramétricos através de simulações e dados de campo e verificaram que a maioria dos estimadores analisados tiveram menos viés negativo quando comparados com a contagem bruta do número de espécies (S_{obs}).

Outro ponto que deve ser considerado no uso de curvas de rarefação e estimadores de riqueza é em relação às composições de espécies das comunidades, pois, quando se comparam curvas de amostras diferentes, por exemplo, por considerarem apenas a riqueza (número de espécies), podem se sobrepor com valores equivalentes, sendo que na realidade as composições de espécies são distintas (COLWELL et al. 2012).

Uma proposta recente para inclusão de informações acerca da composição das espécies é a de Terlizzi et al (2014), que relacionaram as curvas de rarefação com a diversidade beta em diferentes níveis taxonômicos, buscando uma nova abordagem de extrapolação de medidas da diversidade biológica em grandes áreas. Os resultados de tal pesquisa apontam uma melhora na abrangência das estimativas de riqueza e permitem novas discussões sobre o tema, pois o ponto fraco das curvas de rarefação era não considerar a composição das espécies na comparação e uma solução seria comparar diretamente cada amostra neste aspecto, justamente o objetivo da diversidade beta.

2.3 Diversidade beta

A diversidade beta apresenta diferentes definições na literatura, mas sempre considerando a variação na composição de espécies entre locais, dentro de uma região de interesse no ecossistema (LEGENDRE; BORCARD; PERES-NETO, 2005). A definição mais clássica da diversidade beta trata da variação nas identidades das espécies entre as localidades, fornecendo conexão entre a diversidade em uma escala local (alfa) e o conjunto regional mais amplo de espécies (gama) (WHITTAKER, 1972). Está, portanto, relacionada com a escala de estudo da variação de comunidades numa paisagem ou numa região geográfica, sendo considerada uma medida do grau de diferença na abundância e/ou composição das espécies entre comunidades de uma região (CORNELL; LAWTON, 1992). A conexão entre diferentes medidas de diversidade e diferenciação na composição de espécies é discutida por Jost; Chao; Chazdon (2011), que indicam que estas medidas estão diretamente relacionadas ao conceito de diversidade beta.

A combinação de modelos que consideram diversidades α e β , segundo Mokany et al. (2011), é vantajosa, pois mudanças na diversidade regional muitas vezes podem ser o resultado de mudanças na diversidade local e em algumas condições ambientais, como aquelas influenciadas pelo desenvolvimento humano e que tem um grande impacto sobre os níveis de diversidade. Dessa forma, estudos que se utilizam dessa combinação têm uma ampla gama de aplicações ecológicas, incluindo o planejamento de conservação, pesquisas em projetos de prospecção e a possibilidade de testar teorias em modelos ecológicos de comunidade (MOKANY et al. 2011).

Uma dificuldade desta abordagem é a multiplicidade de métricas ou formas diferentes de se calcular a diversidade beta (KREBS, 2013). É necessário critério, pois o uso de diferentes medidas de um único descritor de diversidade pode resultar em interpretações

equivocadas para o mesmo. Nesse sentido, Tuomisto (2010a,b) apresentou uma revisão das medidas de diversidade beta existentes e suas inter-relações matemáticas, em um esforço para diminuir a crescente confusão entre as diferentes abordagens possíveis para este índice.

Dessa forma, destacam-se dois conceitos principais para a abordagem da diversidade beta: *turnover* (direcional) e **variação** (não direcional). Ambos têm raízes históricas na conceituação original de Whittaker (1972). O *turnover* mede a mudança na estrutura da comunidade de uma unidade amostral para outra ao longo de um gradiente espacial, temporal e/ou ambiental (ANDERSON et al. 2011). Já o conceito não direcional, também de acordo com Anderson et al. (2011), remete melhor às medidas originais de diversidade beta de Whittaker (β_w), como variação nas identidades (individualidades) de espécies entre as unidades e pode ser aplicado em um conjunto de unidades amostrais com certa extensão espacial ou temporal, ou dentro de determinada categoria (como um tipo de habitat ou tratamento experimental, por exemplo).

Derivando dessas definições básicas, partem dois modelos clássicos para se calcular a diversidade beta: o modelo aditivo e o modelo multiplicativo. Whittaker (1972) sugeriu o modelo multiplicativo ($\gamma = \alpha \times \beta$), de modo que a partir das medidas de diversidades alfa e gama, obtém-se a diversidade beta desta equação por divisão e esta forma de se calcular a diversidade beta informa em quantas vezes o número de espécies em escala regional (γ) é maior que na escala local (α). Décadas depois, Lande (1996) propôs o modelo aditivo ($\gamma = \alpha + \beta$), obtendo a diversidade beta por subtração, e desta forma encontra-se o número médio de espécies não compartilhadas entre todas as amostras analisadas. Outro enfoque relevante em relação à diversidade beta é a abordagem da complementaridade. Dessa forma é possível medir o quanto uma área contribui para a composição de espécies não representadas previamente naquela região, indicando as diferenças na composição das espécies entre as amostras consideradas (PRESSEY; POSSINGHAM; DAY, 1997).

Tuomisto (2010) acrescenta ainda que muitos estudos antigos que se utilizaram deste índice, porém sem relacionar corretamente as informações de riqueza e abundância das comunidades, não correspondem à real e atual definição da diversidade beta. De acordo com esta autora, tais trabalhos deveriam ser referidos como outras abordagens de diversidade, como rotatividade de espécies ou diferenciação, por exemplo.

Chao; Chiu; Hsieh (2012) adicionam ainda outra visão para essa discussão. Medidas de diversidade de espécies que incluem apenas dados de presença-ausência são difíceis de analisar, pois as espécies raras muitas vezes não são detectadas. Essa questão também já havia sido abordada por Anderson et al. (2011) e, para eles, o uso de dados que consideram apenas presença/ausência de espécies é válido para algumas aplicações, porém podem ser incompletos ou inconsistentes para outras ocasiões. De acordo com Chao; Chiu; Hsieh (2012), as análises que incluem medidas de abundância de espécies são mais confiáveis, por serem sensíveis às espécies abundantes nas amostras, assim como com as consideradas raras.

Contudo, de acordo com Krebs (2013), não haverá nenhuma abordagem universal que possa ser recomendada para todas as comunidades e sempre mais trabalhos abordando este tema em diferentes comunidades serão necessários. A diversidade de espécies é um conceito relativo e assim como existem muitas maneiras de se medir a diversidade beta, existirá sempre muita controvérsia sobre quais serão as “melhores” abordagens para se utilizar.

2.4 Diversidade filogenética

Outra forma para se analisar a composição de espécies em diferentes comunidades, mas sob perspectiva diferente da diversidade beta, é a diversidade filogenética, que considera de maneira mais ampla as informações evolutivas das comunidades. Incorporando as relações

filogenéticas entre as espécies da comunidade e a distância filogenética entre as linhagens, esta abordagem estima o tempo de evolução de cada espécie independentemente no ambiente (MAGURRAN, 2004; SRIVASTAVA et al. 2012). Esta forma de abordagem pode ser considerada relevante por incorporar informações adicionais à riqueza de espécies, incluindo as distâncias ou diferenças filogenéticas, maximizando, sobretudo, o número de clados ou grupos taxonômicos (STEVENS et al. 2012).

Embora ainda consideradas recentes, segundo Rezende; Diniz-Filho (2012), as análises de diversidade filogenética utilizam as relações de parentesco entre as espécies de forma vantajosa, uma vez que as espécies, mesmo aparentadas, não são iguais, e muitas vezes ao se considerar apenas a riqueza, existe o risco de se ignorar a variação interespecífica e as diferentes histórias evolutivas de cada comunidade.

A primeira medida proposta para diversidade filogenética, o índice PD (*phylogenetic diversity*) foi descrita por Faith (1992), e baseia-se na idade de especiação, sendo obtida pela somatória dos comprimentos dos ramos da filogenia das espécies de uma comunidade. Em resumo, PD é matematicamente uma função do número de espécies e da diferença filogenética entre estas em uma comunidade (FAITH, 1992).

Anos depois, Webb (2000) propôs, baseando-se na classificação filogenética das angiospermas, outras duas medidas de diversidade filogenética: a Distância Média de Pares (MPD em inglês) e a Distância Média do Taxon mais Próximo (MNTD). Segundo este autor, MPD calcula a distância filogenética média entre todas as combinações de pares de espécies da comunidade e assim indica a distância filogenética média entre os táxons da mesma. A medida MNTD, por sua vez, calcula a distância filogenética média de cada espécie a seu parente mais próximo na comunidade (WEBB, 2000). Para Webb (2000), MPD pode ser considerada uma medida basal, enquanto MNTD uma medida terminal das relações filogenéticas da comunidade analisada.

Para o cálculo de MPD e MNTD é necessário a construção da árvore filogenética completa das espécies de cada comunidade, além das listas de espécies de cada uma. O software atualmente utilizado para os cálculos destas medidas é o Phylocom (WEBB; ACKERLY; KEMBEL, 2008), que também analisa comparativamente as medidas MTD e MNTD com diferentes modelos nulos (de aleatorização), gerando outros dois índices: NRI (Índice do Parentesco Líquido) e NTI (Índice do Táxon mais Próximo). Os valores (positivos ou negativos) destes dois últimos índices, indicam de forma mais direta, agrupamento ou dispersão filogenética entre as linhagens da comunidade.

As análises que incluem diversidade filogenética identificam adicionalmente a interação entre espécies e, de acordo com Srivastava et al. (2012), podem auxiliar na previsão de como extinções agem em cascata através de redes ecológicas e, conseqüentemente, seus impactos nas funções do ecossistema. Para Cianciaruso; Silva; Batalha (2009), a diversidade filogenética é uma abordagem recente e com perspectiva promissora, que pode ser considerada mais sensível às respostas de comunidades às mudanças ambientais do que as análises até então consideradas tradicionais para diversidade biológica. Além disso, conforme Sobral; Cianciaruso (2012), através da compreensão da estrutura filogenética da comunidade, é possível construir generalizações mais amplamente aplicadas e, dessa forma, mais próximas do entendimento dos reais processos que alteram as estruturas das comunidades.

Além disso, os diferentes índices de diversidade filogenética consideram o testemunho evolutivo das comunidades (ou o quanto cada comunidade preserva de história evolutiva de determinado grupo), o que não está necessariamente associado com a riqueza de espécies, contribuindo assim em grande escala com estudos de diversidade biológica (SRIVASTAVA et al. 2012). Esses estudos filogenéticos, dessa forma, podem fornecer informações adicionais às análises de diversidade, pois consideram como os fatores evolutivos podem influenciar nos padrões atuais de composição das comunidades.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 19-28, 2011.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 740p, 2007.
- CHAO, A.; CHIU, C. H.; HSIEH, T. C. Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. **Ecology**, v. 93, p. 2037-2051, 2012.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidade filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotrópica**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.
- COLWELL R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences**, v. 345, p. 101-118, 1994.
- COLWELL, R. K. et al. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, n. 1, p. 3-21, 2012.
- CORNELL, H. V.; LAWTON, J. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. **Journal of Animal Ecology**, v. 61, p. 1-12, 1992.
- CUBIDES, P. J. I.; URBINA-CARDONA, J. N. Anthropogenic disturbance and edge effects on anuran assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. **Natureza & Conservação**, v. 9, n. 1, p. 39-46, 2011.
- D'ANUNCIACÃO, P. E. et al. Forest Fragments Surrounded by Sugar Cane Are More Inhospitable to Terrestrial Amphibian Abundance Than Fragments Surrounded by Pasture. **International Journal of Ecology**, 8 pages, v. 2013.
- FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, p. 1-10, 1992.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.

HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology**, v. 52, p. 577-586, 1971.

JOST, L.; CHAO, A.; CHAZDON, R. L. Compositional similarity and β (beta) diversity. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (eds.). **Biological Diversity Frontiers in Measurement and Assessment**. New York: Oxford University Press, 245p. 2011.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. 3 ed. Menlo Park: Addison Wesley Educational Publishers, 2013.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, v. 76, p. 5-13, 1996.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 4, p. 435-450, 2005.

LUDWIG, J.A.; REYNOLDS, J. F. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. v. 1. New York: J. Wiley, 1988.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science, 2004.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Revista Holos** (edição especial), v. 1, n. 1, p. 236-267, 1999.

MELO, A. S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotrópica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.

MELO, A. S. et al. Comparing species richness among assemblages using sample units: Why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes? **Oikos**, v. 101, n. 2, p. 398-410, 2003.

MOKANY, K. et al. Combining α - and β -diversity models to fill gaps in our knowledge of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 14, n. 10, p. 1043-1051, 2011.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro, 434p, 1988.

PINEDA, E.; HALFFTER G. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. **Biological Conservation**, v. 117, n. 5, p. 499-508, 2004.

PRESSEY, R. L.; POSSINGHAM, H. P.; DAY, J. R. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. **Biological Conservation**, v. 80, p. 207-219, 1997.

REESE, G. C.; WILSON, K. R.; FLATHER, C. G. Performance of species richness estimators across assemblage types and survey parameters. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 5, p. 585-594, 2014.

REZENDE, E. L.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Phylogenetic Analyses: Comparing Species to Infer Adaptations and Physiological Mechanisms. **Comprehensive Physiology**. v. 2, p. 639-674, 2012.

RICOTTA, C. A semantic taxonomy for diversity measures. **Acta Biotheor**, v. 55, p. 23-33, 2007.

SANTOS, A. J. Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN Jr. L; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (org.) **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre**. 2. ed. Curitiba. Editora da UFPR, 665p, 2006.

SOBRAL, F. L.; CIANCIARUSO, M. V. Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. **Biosci. J.**, v. 28, n. 4, p. 617-631, 2012.

SRIVASTAVA, D. S. et al. Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. **Ecology Letters**, v. 15, n. 7, p. 637-648, 2012.

STEVENS, R. D. et al. Phylogenetic structure illuminates the mechanistic role of environmental heterogeneity in community organization. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, p. 455-462, 2012.

TAYLOR B. N. et al. Sampling volume in root studies: the pitfalls of under-sampling exposed using accumulation curves. **Ecology Letters**, v. 16, n. 7, p. 862-869, 2013.

TERLIZZI, A. et al., Species-accumulation curves and taxonomic surrogates: an integrated approach for estimation of regional species richness. **Diversity and Distributions**, v. 20, p. 356-368, 2014.

TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. **Ecography**, v. 33, p. 2-22, 2010a.

TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. **Ecography**, v. 33, p. 23-45, 2010b.

WALTHER, B. A.; MOORE J. L. 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**, v. 28, n. 6, p. 815-829, 2005.

WATLING, J. I.; DONNELLY, M. A. Multivariate correlates of extinction proneness in a naturally fragmented landscape. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 4, p. 372-378, 2007.

WEBB, C. O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist**, v. 156, n. 2, p. 145-155, 2000.

WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; KEMBEL, S. W. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. **Bioinformatics**, v. 24, n. 18, 2008.

WHITTAKER, R.H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213-251, 1972.

3 ARTIGO

Manuscrito redigido de acordo com as normas da revista *Itheringia Série Zoologia*.

Diferentes abordagens de análise da diversidade biológica da anurofauna do sul de Minas Gerais, Brasil

Julieta A. Moreira¹, Christopher Loiola², Marcela F. V. Silva³, Marcelo Sturaro⁴, Mario Sacramento³, Michel V. Garey⁵, Paula E. R. da D'Anunciação⁶, Pedro B. B. de Oliveira⁷, Pedro H. F. Dias⁷, Renato Gaiga⁷, Ricardo A. da Silva⁸, Thaís L. Ohashi⁹, Vanessa T. Bittar¹⁰, Vinícius X. da Silva³

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal de Alfenas UNIFAL-MG, Rua Gabriel Monteiro Silva, 700 CEP. 37130-000 Alfenas-MG. Brasil. (julieta@unifal-mg.edu.br)
2. Sumauma Consultoria Ambiental LTDA, Rua Argentina, 724 apt. 153 CEP. 37701-248 Poços de Caldas-MG. Brasil. (rcloiola@gmail.com)
3. Coleção Herpetológica Alfred Russel Wallace, Instituto de Ciências da Natureza, Universidade Federal de Alfenas UNIFAL-MG, Rua Gabriel Monteiro Silva, 700 CEP. 37130-000 Alfenas-MG. Brasil. (marcelafvilela@yahoo.com.br; mariosacra@msn.com; vxsilva@gmail.com)
4. Laboratório de Herpetologia, Museu Paraense Emílio Goeldi, CZO Av. Perimetral, 1901, Terra-Firme CEP 66017-970 Belém-PA. Brasil. (marcelosturaro@gmail.com)
5. Universidade Federal da Integração Latino-Americana UNILA, Av. Tancredo Neves, 6731 - Bloco 4, Caixa Postal 2044 CEP. 85867-970 Foz do Iguaçu-PR. Brasil. (michelgarey@hotmail.com)
6. Universidade Federal de Lavras UFLA, Departamento de Biologia, Setor de Ecologia Aplicada, Campus Universitário. Cx Postal 3037 CEP 37200-000 Lavras-MG. Brasil. (paulaevel@yahoo.com.br)
7. Biotrópica Consultoria Ambiental, Avenida Santo Antônio, 571 Jardim Cascatinha CEP. 37701-036 Poços de Caldas-MG. Brasil. (pedro.bastos@biotropicaconsultoria.com.br; pedro.dias@biotropicaconsultoria.com.br; renato.gaiga@biotropicaconsultoria.com.br)
8. Consultoria Ambiental EPTCA Medical Devices LTDA, Rua Álvaro Ramos, 404 Botafogo CEP. 22280-110 Rio de Janeiro-RJ. Brasil. (biologiasilva@gmail.com)
9. Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia (CCET), Rodovia Washington Luis, km 235 Caixa Postal 676 CEP 13565-905 São Carlos-SP. Brasil. (thais_ohashi@yahoo.com.br)
10. Universidade Estadual de Santa Cruz, Laboratório de Etnoconservação e Áreas Protegidas (DCAA), Rodovia Jorge Amado, km 16 Salobrinho, CEP. 45662-900 Ilhéus-BA. Brasil. (vatrindade@gmail.com)

ABSTRACT. Different approaches for analyzing the biological diversity of the anurofauna of south of Minas Gerais, Brazil. The different ways of analyzing biological diversity indicate how this theme is complex and not yet fully understood. Comparative methodological works on the same data set are rare. These comparisons, as well as broaden the knowledge on biodiversity of certain sites, which allow us to understand the emphases considered by each of these different approaches, which these analyzes can be redundant or complementary and perhaps even what can be classified as the most appropriate for each type of purpose and scale of study. This study aims to test the hypothesis that different approaches to biodiversity generate different results when comparing the same samples. The analysis compiled survey data from anurofauna by pitfall traps drop in four locations in the southern state of Minas Gerais, Brazil, with copies fallen in the Herpetological Collection Alfred Russel Wallace (CHARW) of the Universidade Federal de Alfenas (Unifal-MG). 572 individuals of 17 species in seven families were recorded. The approaches included classical diversity indices, rarefaction curves and richness estimators, beta diversity and phylogenetic diversity. The hypothesis of different approaches generate different results was corroborated by promoting a brief discussion on the focus of each method. The performance of rarefaction curves / richness estimators and phylogenetic diversity was considered superior to the other methods.

KEYWORDS. Amphibians, biodiversity, rarefaction curves, phylogenetic diversity.

RESUMO. As diferentes formas de se analisar a diversidade biológica indicam como este tema é complexo e ainda não totalmente compreendido. São raros os trabalhos metodológicos comparativos sobre o mesmo conjunto de dados. Essas comparações, além de ampliarem o conhecimento sobre a biodiversidade de determinados locais, permitem entender quais as ênfases consideradas por cada uma dessas diferentes abordagens, quais dessas análises podem ser redundantes ou complementares e talvez até quais podem ser classificadas como mais apropriadas a cada tipo de objetivo e escala de estudo. Este estudo objetiva testar a hipótese de que diferentes abordagens da biodiversidade geram resultados diferentes na comparação entre as mesmas amostras. A análise compilou informações de levantamentos da anurofauna por meio de armadilhas de interceptação e queda em quatro localidades do sul do estado de Minas Gerais, Brasil, com exemplares tombados na Coleção Herpetológica Alfred Russel Wallace (CHARW) da Universidade Federal de Alfenas (Unifal-MG). Foram registrados 572 indivíduos de 17 espécies e sete famílias. As abordagens incluíram índices clássicos de diversidade, curvas de rarefação e estimadores de riqueza, diversidade beta e diversidade filogenética. A hipótese de diferentes abordagens gerando diferentes resultados foi corroborada, promovendo uma breve discussão sobre o enfoque de cada método. O desempenho de curvas de rarefação/estimadores de riqueza e diversidade filogenética foi considerado superior aos demais métodos.

PALAVRAS-CHAVE. Anfíbios, biodiversidade, curvas rarefação, diversidade filogenética.

Biodiversidade é um termo originado da contração da expressão “biological diversity” e no meio científico começou a ser considerado por Wilson e Peter, em 1988, após organização do livro com mesmo título (LEWINSON & PRADO 2004). Desde então existem várias definições para o termo, mas ainda não encontrando o senso comum quanto ao significado, para englobar todos os níveis de variação natural, do molecular e genético até o nível de espécies, podendo ser considerado como uma estimativa da variação biótica (WILSON & PETER, 1997).

Trabalhos que investigam a biodiversidade em comunidades e ecossistemas têm ocupado o centro de pesquisas ecológicas (CORNELL & LAWTON, 1992; GOTELLI & COLWELL, 2001; MAESTRE, *et al.*, 2012), porém, muitos deles analisam padrões da diversidade biológica através somente da riqueza de espécies ou diversidade *alfa*, que em geral, se refere a uma unidade ou área de amostragem, e não a comunidades em habitats com limites naturais. Por isso, a riqueza é considerada apenas um dos componentes da biodiversidade, que não leva em consideração muitas das características das comunidades (MELO, 2008; PAVOINE & BONSALE, 2011).

As descrições de diversidade baseadas apenas nos índices considerados clássicos

como de Shannon-Wiener, de Simpson, de dominância, de equitatividade, têm recebido críticas no meio científico (HURLBERT, 1971; MELO, 2008; MAESTRE *et al.*, 2012). Com isso, formas adicionais e alternativas de abordagem para analisar a biodiversidade têm sido propostas como curvas de rarefação e estimadores de riqueza (WALTHER & MOORE, 2005; COLWELL *et al.*, 2012) e também a diversidade beta, que considera além da riqueza de espécies, a variação na composição destas entre locais (LEGENDRE *et al.*, 2005; CHAO *et al.*, 2012).

Outra forma de se entender as diferentes composições de espécies entre comunidades distintas é interpretar tais espécies como representantes de linhagens evolutivas. Nesse contexto, as comunidades passam de apenas listas de espécies para representantes de processos evolutivos (REZENDE & DINIZ-FILHO, 2012). Essa forma relativamente recente de se analisar a biodiversidade é denominada diversidade filogenética (WEEB *et al.*, 2002; CIANCIARUSO *et al.*, 2009; SRIVASTAVA *et al.*, 2012).

Pouquíssimos trabalhos, contudo, comparam o mesmo conjunto de dados de diversidade sob diferentes abordagens. A proposta de compilar dados de diversas coletas em diferentes localidades a partir de material tombado em coleção científica para análises comparativas é uma excelente oportunidade para agregar conhecimento que de outra forma ficaria geralmente disperso (FEELEY & SILMAN, 2011). Portanto, esse estudo pretende comparar os mesmos dados de levantamentos anurofaunísticos, compilados a partir de uma coleção científica, sob diferentes abordagens de biodiversidade.

Considerado um dos países mais megadiversos do mundo, com 15 a 20% do número total de espécies do planeta (LEWINSOHN & PRADO, 2005), o Brasil se destaca em termos de representatividade da diversidade biológica. Dos grupos de organismos que contribuem para essa megadiversidade, alguns se destacam: é o caso dos anfíbios. O Brasil apresenta a maior riqueza absoluta de anfíbios da Terra, com 946 espécies descritas, sendo 913 da Ordem Anura

(SBH, 2012). Dessas espécies, várias são endêmicas e muitas estão ameaçadas de extinção (NASCIMENTO *et al.*, 2009). Temos, portanto, grande responsabilidade na conservação de uma parcela significativa da biodiversidade mundial.

Vários Estados brasileiros contribuem para esta diversidade da anurofauna, principalmente aqueles dentro dos domínios da Floresta Amazônica e da Mata Atlântica (CRUZ & FEIO, 2007). Entretanto, o Estado de Minas Gerais em particular possui recursos naturais privilegiados, como disponibilidade de recursos hídricos, variação altitudinal e heterogeneidade de paisagens, incluindo os biomas de Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga. Essa variabilidade toda favorece a diversidade de anfíbios, com muitas das espécies sendo especialistas em relação a este ambiente. A especificidade muitas vezes é tanta, que isso acaba se traduzindo em altas taxas de endemismo (DRUMMOND *et al.*, 2005; CRUZ & FEIO, 2007). Há estimativas de ocorrência de aproximadamente 200 espécies de anfíbios em Minas Gerais e, apesar desta diversidade da anurofauna no Estado, o conhecimento sobre ela é ainda insatisfatório (NASCIMENTO *et al.*, 2009).

MATERIAL E MÉTODOS

Período e área de estudo. As unidades amostrais desse estudo foram fragmentos em quatro localidades, que apresentam fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, dentro do domínio da Mata Atlântica, no Sul de Minas Gerais: Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Lagoa (21°24'S; 46°16'W), município de Monte Belo; Parque Estadual Nova Baden (21°58'S; 45°20'W), município de Lambari; Fundação Jardim Botânico (21°47'S; 46°33'W), município de Poços de Caldas; Parque Municipal Manoel Pedro Rodrigues (21°25'S; 45°56'W), além dos mesmos nove fragmentos considerados por D'ANUNCIACÃO e colaboradores (2013) no município de Alfenas (Fig. 1). Os objetos de estudo nessas quatro localidades foram as espécies de anfíbios anuros levantadas de forma

relativamente padronizada entre os anos de 2003 a 2011. Esses exemplares estão tombados na Coleção Herpetológica Alfred Russel Wallace (CHARW) da Universidade Federal de Alfenas (Unifal-MG).

Apesar dos períodos de levantamento não serem exatamente os mesmos entre as quatro localidades, só foram consideradas espécies capturadas por meio de armadilhas de interceptação e queda do mesmo tipo e desenho. Procedemos assim para tentar diminuir um pouco o viés de diferentes esforços e métodos de amostragem entre os locais de coleta. Dessa forma, as listas de espécies aqui tratadas não representam a totalidade das mesmas nas respectivas localidades e podemos nos referir a tais conjuntos de espécies como guildas de anfíbios terrestres.

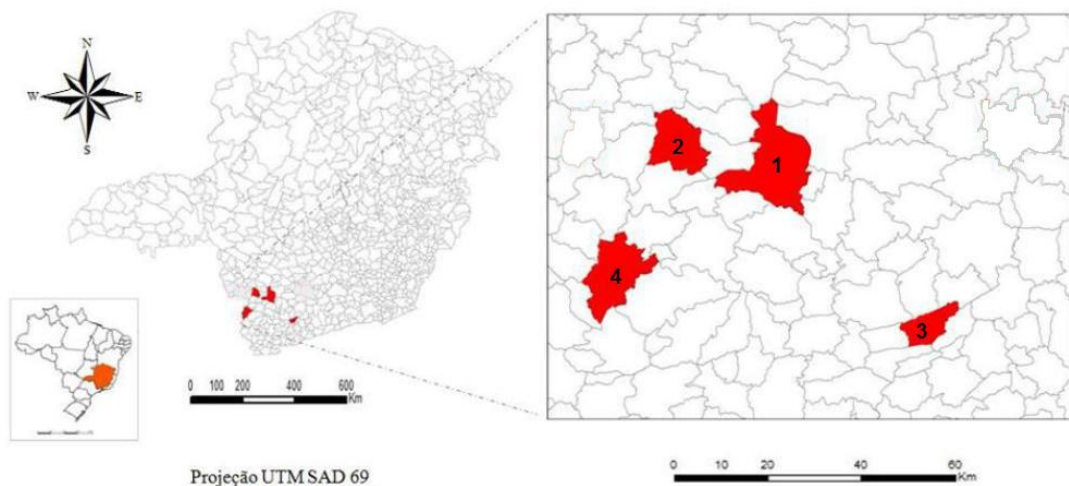


Fig. 1. Mapa de Minas Gerais destacando a área de estudo, municípios amostrados no Sul do Estado: 1- Alfenas; 2- Monte Belo, 3- Lambari, 4- Poços de Caldas.

Análise dos dados. Para as análises neste trabalho foram considerados apenas animais coletados através de armadilha de interceptação e queda (*pitfall trap*), com 4 baldes plásticos de 30 litros instalados em “Y” e cercas-guia formadas por lona plástica de 4 m x 50 cm, sustentadas por estacas de madeira de 75 cm.

Com base no levantamento dos dados da CHARW, foram geradas listas de anurofauna (riqueza e abundância) para cada uma das quatro localidades amostradas. A

espécie *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) foi desconsiderada de todas as análises por ser uma espécie exótica. Em seguida, esses dados foram analisados de acordo com as seguintes abordagens:

Índices clássicos de diversidade: Foram calculados: 1) riqueza de espécies; 2) abundância total; 3) índice de diversidade de *Shannon* (H) e 4) equabilidade de *Pielou* (J). Os índices de *Shannon* das localidades foram comparados pelo teste *t* de diversidade, calculado para as localidades aos pares e o software utilizado para cálculo destes índices foi o programa *PAST*, versão 2.17 (HAMMER *et al.*, 2009).

Curvas de rarefação e estimadores de riqueza: Curvas de rarefação do número cumulativo de espécies foram construídas em função do número de indivíduos coletados e também do número de amostras, de forma a possibilitar a comparação da riqueza e abundância de espécies entre as localidades, em níveis comparáveis de esforço amostral (GOTELLI & COLWELL, 2001).

Os dados utilizados para construção das curvas foram calculados pelo programa EstimateS 8.0 (COLWELL, 2009) e as curvas construídas com recursos do Microsoft Excel (Microsoft® Office, 2010). O software gera 500 curvas de acumulação de espécies, aleatorizando a ordem das amostras. Assim, cada ponto da curva corresponde à média de riqueza acumulada nas 500 curvas, associada a um desvio-padrão (COLWELL, 2009). A riqueza observada foi comparada com a riqueza estimada, esta última calculada por três estimadores não-paramétricos do EstimateS 8.0: Chao 1, Chao 2 e *Bootstrap* (COLWELL, 2009) e as mesmas também foram analisadas através da medida de eficiência, de acordo com WATLING & DONNELLY (2007).

Diversidade beta: Neste estudo, a diversidade beta foi utilizada para identificar a variação na composição de espécies entre as localidades tanto pela abordagem multiplicativa [$\beta_w = \gamma / \alpha_{\text{média}}$] quanto pela aditiva [$\beta_{\text{add}} = \gamma - \alpha_{\text{média}}$] (WHITTAKER, 1972; MOKANY *et al.*, 2011). Além

disso, a diversidade beta foi analisada como medida de complementariedade (β_c) (TUOMISTO, 2010), considerando para tanto o índice de similaridade de Jaccard (C_J), calculado no software PAST para as localidades arranjadas aos pares. Os valores desta medida de diversidade beta variam de 0 (quando duas amostras não apresentam nenhuma diferença na composição de espécies) a 1 (quando esta diferença é máxima), sendo calculada pela fórmula: $\beta_c = 1 - C_J$. Considerou-se a complementariedade significativa quando o valor de β_c foi ≥ 0.5 (50%).

Diversidade filogenética: Foram utilizados três índices diferentes de diversidade filogenética: 1) de Faith (PD em inglês, FAITH, 1992), que calcula o comprimento total dos ramos que conectam as espécies de cada localidade em uma árvore filogenética; 2) distância média par a par (MPD em inglês), que calcula a distância filogenética média entre todas as combinações de pares de espécies e 3) distância média do vizinho mais próximo (MNTD em inglês), que calcula a distância filogenética do parente mais próximo de cada espécie presente na amostra.

As análises de comunidades diferentes usando os dois últimos índices baseiam-se na comparação com os chamados modelos nulos de aleatorização, gerando respectivamente dois outros índices padronizados: NRI (*Net Relatedness Index*) e NTI (*Nearest Taxon Index*). Tanto o NRI quanto o NTI indicam dispersão de linhagens quando negativos (maior diversidade filogenética) ou agrupamento de linhagens quando positivos (menor diversidade filogenética). Em geral o NRI considera mais as informações da filogenia como um todo, enquanto o NTI enfatiza mais as relações entre os terminais da filogenia (WEBB, 2000; WEBB *et al.*, 2002).

A filogenia das espécies presentes nas amostras foi baseada em FROST *et al.* (2006), assim como o cálculo dos diferentes comprimentos dos ramos (datação estimada) e para sua construção foi utilizado o programa FigTree versão 1.40 (RAMBAUT, 2007). Para calcular as diferentes métricas filogenéticas, o software utilizado foi o Phylocom versão 4.2 (WEBB *et al.*, 2008).

RESULTADOS

No total foram encontrados 572 indivíduos de 17 espécies de anfíbios anuros pertencentes a sete famílias (Tab. I). A espécie mais abundante foi *Rhinella ornata* (Spix, 1824) com 326 exemplares (57% dos indivíduos). Três espécies: *Rhinella icterica* (Spix, 1824), *Leptodactylus bokermanni* Heyer, 1973 e *Leptodactylus latrans* (Steffen, 1815) tiveram apenas um ou dois exemplares coletados e uma das espécies registradas é exótica: *Lithobates catesbeianus*.

Tab. I. Lista de espécies da guilda de anfíbios anuros terrestres e respectivas abundâncias em quatro localidades do Sul de Minas Gerais.

Famílias / Espécies	Localidades				Total
	Alfnas	Monte Belo	Lambari	Poços	
Brachycephalidae					
<i>Ischnocnema guentheri</i> (Steindachner, 1864)	1	0	13	1	15
<i>Ischnocnema juipoca</i> (Sazima & Cardoso, 1978)	0	11	0	0	11
Bufonidae					
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)	0	2	0	0	2
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	178	7	136	5	326
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)	1	7	0	13	21
Craugastoridae					
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	14	8	22	0	44
Odontophrynidae					
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	1	3	3	1	8
<i>Odontophrynus cultripes</i> Reinhardt & Lütken, 1861 "1862"	5	9	1	1	16
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1825)	14	1	11	0	26
Leptodactylidae					
<i>Leptodactylus bokermanni</i> Heyer, 1973	0	2	0	0	2
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	1	6	1	0	8
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	0	0	0	1	1
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	2	2	0	0	4
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	20	14	12	4	50
Microhylidae					
<i>Elachistocleis cesarii</i> (Miranda Ribeiro (1920)	2	5	3	0	10
<i>Myersiella microps</i> (Duméril & Bibron, 1841)	0	0	24	0	24
Ranidae					
<i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802)	4	0	0	0	4
Total	243	77	226	26	572

Índices clássicos de diversidade. Das localidades amostradas, Monte Belo se destacou com maiores valores de riqueza e do índice de Shannon (H), enquanto Alfenas, embora com segunda maior riqueza, apresentou o menor valor de índice H (Tab. II). No teste *t* para a diversidade Shannon, novamente a localidade de Monte Belo se destacou por diferir significativamente quando comparada com as outras três localidades (Tab. III), assim como as localidades de Alfenas e Lambari quando comparadas pelo mesmo teste.

Tab. II. Índices de diversidade (riqueza, abundância relativa, de *Shannon*, de *Pielou*) da guilda de anfíbios anuros terrestres em quatro localidades do Sul de Minas Gerais.

Índices	Localidades			
	Alfenas	Monte Belo	Lambari	Poços de Caldas
Riqueza espécies	11	13	10	7
Abundância total	239	77	226	26
<i>Shannon</i> (H)	1,012	2,354	1,4	1,453
<i>Pielou</i> (J)	0,4221	0,9177	0,6082	0,7466

Tab. III. Resultados do teste *t* (*t*, graus de liberdade e probabilidade *p*) para os índices de diversidade de *Shannon* para a guilda de anfíbios anuros terrestres em quatro localidades do Sul de Minas Gerais combinadas aos pares. Células em verde indicam resultados estatisticamente diferentes para um nível de significância (α) de 0,05.

	Alfenas	Monte Belo	Lambari
Monte Belo	$t_{df:267,76} = -11,484$ $p = 4,36e^{-25}$		
Lambari	$t_{df:464,06} = -3,365$ $p = 0,00083$	$t_{df:246,79} = 8,3347$ $p = 5,46e^{-15}$	
Poços de Caldas	$t_{df:37,20} = -1,6636$ $p = 0,104$	$t_{df:33,984} = 4,6081$ $p = 5,51e^{-05}$	$t_{df:35,58} = 0,20958$ $p = 0,83$

Curvas de rarefação e estimadores de riqueza. Em termos de riqueza, os intervalos de confiança das curvas apresentaram ampla sobreposição entre as amostras (Fig. 2), apenas com a localidade de Poços de Caldas não alcançando os valores mais elevados das outras três amostras. Em relação às abundâncias (número de indivíduos), Poços de Caldas e Monte Belo apresentaram os menores valores. Por este motivo é que Alfenas e Lambari parecem mais próximas de atingir a assíntota (platô) da suficiência amostral.

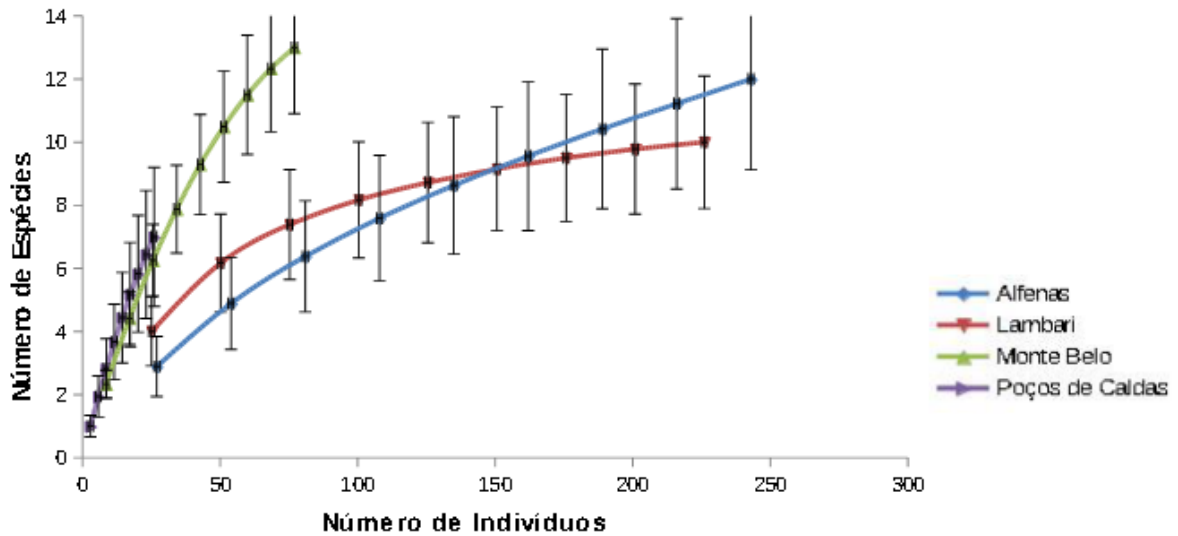


Fig. 2. Curvas de rarefação com a riqueza cumulativa de espécies da guilda de anfíbios anuros terrestres pelo número de indivíduos, estimadas a partir de 500 aleatorizações em quatro localidades do Sul de Minas Gerais.

Já nas análises por número de amostras (Fig. 3), a localidade de Lambari demonstrou o comportamento de tendência à suficiência amostral, embora com o desvio padrão sobreposto às curvas das localidades de Alfenas e Monte Belo. Já as localidades de Alfenas e Poços de Caldas, apesar das riquezas bem distintas, mostraram curvas de desenhos bastante similares (praticamente paralelas) e com sugestiva ascensão, indicando que o número de amostras destas localidades pode não ter sido o suficiente. De certa forma isso foi corroborado pela análise das riquezas observada e estimada (Tab. IV), que mostrou relativamente pouca diferença entre as duas riquezas para as localidades de Monte Belo e Lambari (ambas com eficiências médias acima de 85%), enquanto para Alfenas e Poços de Caldas, a riqueza estimada e valores de eficiência igual ou inferior a 60%, indicam que o número de espécies deve ser bem maior do que o observado.

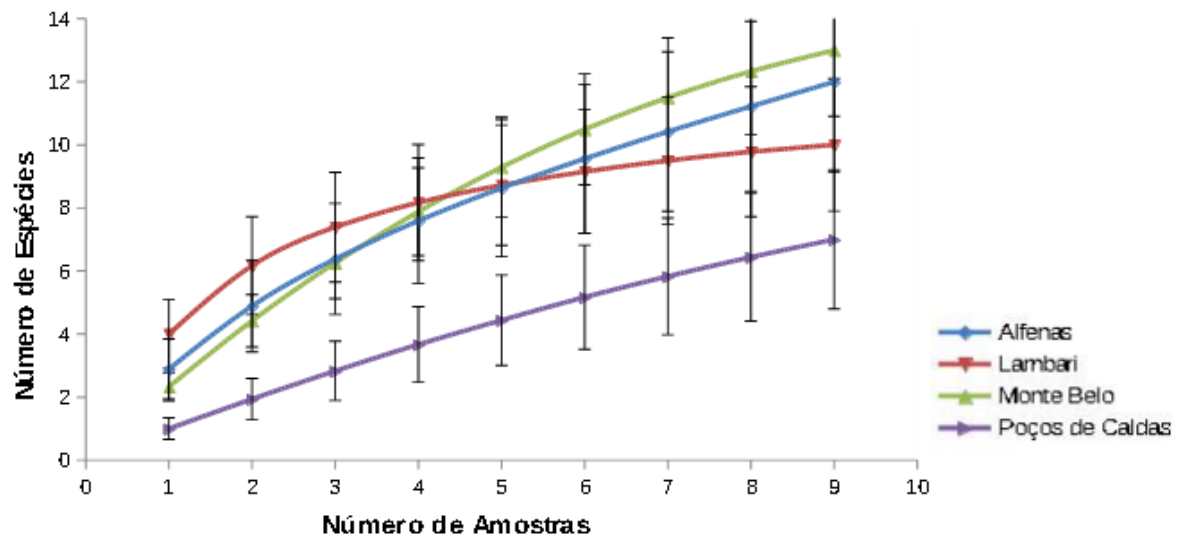


Fig. 3. Curvas de rarefação com a riqueza cumulativa de espécies da guilda de anfíbios anuros terrestres pelo número de amostras, estimadas a partir de 500 aleatorizações em quatro localidades do Sul de Minas Gerais.

Tab. IV. Riquezas de espécies da guilda de anfíbios anuros terrestres observada (S_{obs}), estimada (S_{est}) por três estimadores e eficiência ($S_{obs}/S_{est\ média}$), em quatro localidades do Sul de Minas Gerais.

Localidades	S_{obs}	S_{est}			Eficiência
		Chao 1	Chao 2	Bootstrap	
Alfenas	11	13	36,5	13,98	0,52
Monte Belo	13	13	14,9	15,73	0,89
Lambari	10	11	10,3	10,93	0,93
Poços de Caldas	7	13	13,25	8,94	0,60

Diversidade beta. A medida de diversidade beta multiplicativa (β_w) indicou que há 1,62 vezes mais espécies de anfíbios anuros na escala regional (γ) do que na média entre as localidades ($\alpha_{média}$) e através da medida de diversidade beta aditiva (β_{add}), verificou-se que o número médio de espécies não compartilhadas entre todas as localidades foi de 6,5 espécies.

Poços de Caldas destacou-se na análise de diversidade beta como medida de complementariedade, calculada para as localidades aos pares. Quando comparada com as demais amostras, foi a única em que o valor do índice β_c foi superior a 50% em todas as comparações (Tab. V), indicando que a composição de espécies dessa localidade distingue-se das demais.

Tab. V. Índices de similaridade de Jaccard (metade superior da tabela) e diversidade beta por complementariedade (metade inferior da tabela) para a guilda de anfíbios anuros terrestres em quatro localidades do Sul de Minas Gerais combinadas aos pares. * Valores de β_c considerados significativos ($> 0,5$).

	Alfenas	Monte Belo	Lambari	Poços de Caldas
Alfenas		0,714	0,75	0,5
Monte Belo	0,286		0,533	0,333
Lambari	0,25	0,467		0,416
Poços de Caldas	0,5*	0,667*	0,584*	

Diversidade filogenética. A filogenia das espécies identificadas nas quatro localidades do estudo foi construída, indicando seus respectivos graus de parentesco (Fig. 4), com base em FROST *et al.* (2006). As análises de diversidade filogenética foram conduzidas considerando-se tanto dados de presença/ausência, quanto de abundância. A localidade de Poços de Caldas apresentou o menor valor de PD. Além disso, tanto para presença/ausência quanto abundância das espécies, essa foi a única amostra em que os índices NRI e NTI apresentaram ambos valores positivos (Tab. VI e VII). Isso indica uma tendência de agrupamento filogenético (menor diversidade filogenética ou história evolutiva preservada) para esta localidade.

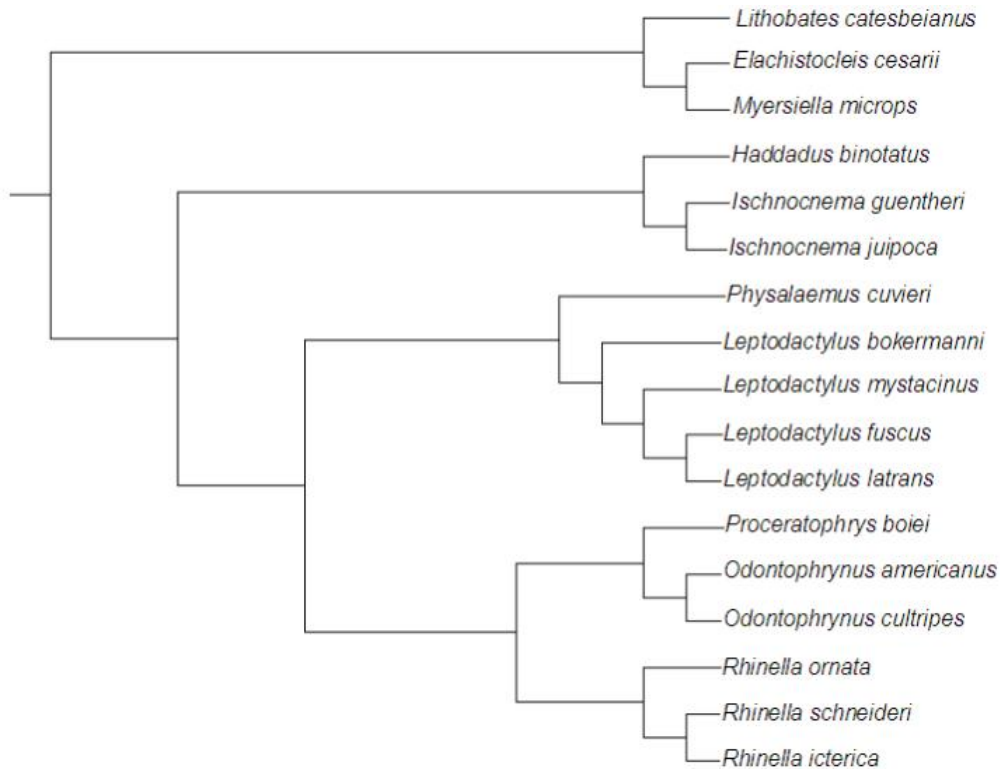


Fig. 4. Filogenia das espécies da guilda de anfíbios anuros terrestres identificados nas quatro localidades amostradas no Sul de Minas Gerais.

Monte Belo apresentou o maior valor de PD, mas nas análises apenas considerando presença/ausência, obteve NRI positivo e NTI negativo (Tab. VI). Porém, com dados de abundância, os valores dos mesmos índices foram ambos negativos para esta amostra (Tab. VII), o que indica uma tendência de dispersão filogenética.

A localidade de Lambari apresentou valores de NRI e NTI negativos nas duas análises (presença/ausência e abundância), indicando também dispersão filogenética. Já na amostra de Alfenas, considerando dados de abundância nas análises, NRI e NTI foram positivos (agrupamento filogenético).

Em síntese, analisando as amostras sob as diferentes abordagens de diversidade e promovendo a classificação das localidades para cada análise individualmente, registra-se alteração nas respectivas classificações de acordo com a abordagem analisada, com destaque para as localidades de Lambari e Monte Belo (Tab. VIII), que estão ranqueadas em primeiro e segundo lugares, respectivamente, em duas análises diferentes.

Tab. VI. Resultados das análises de diversidade filogenética para a guilda de anfíbios anuros terrestres em quatro localidades do Sul de Minas Gerais, considerando **presença/ausência** de espécies. PD: diversidade filogenética de Faith; MPD: diversidade filogenética média par a par; MNTD: diversidade filogenética do vizinho mais próximo; NRI: índice da rede de parentesco; NTI: índice do táxon mais próximo.

LOCALIDADES	Nº de espécies	PD	MPD	NRI	MNTD	NTI
Alfenas	11	424,286	98,1429	0,3420	56,5714	-0,9263
Monte Belo	13	464,357	95,3132	1,2711	52,2198	-1,3949
Lambari	10	414,857	106,0190	-1,1756	59,8714	-0,9012
Poços de Caldas	7	278,143	88,6735	1,2594	57,9184	0,5206

Tab. VII. Resultados das análises de diversidade filogenética para a guilda de anfíbios anuros terrestres em quatro localidades do Sul de Minas Gerais, considerando **abundância** de espécies. PD: diversidade filogenética de Faith; MPD: diversidade filogenética média par a par; MNTD: diversidade filogenética do vizinho mais próximo; NRI: índice da rede de parentesco; NTI: índice do táxon mais próximo. Células destacadas em vermelho apresentaram valores divergentes em relação à Tab. VI.

LOCALIDADES	Nº de espécies	PD	MPD	NRI	MNTD	NTI
Alfenas	11	424,286	39,9910	0,4746	51,2851	0,0854
Monte Belo	13	464,357	89,3385	-0,0964	57,6122	-1,7960
Lambari	10	414,857	67,2484	-0,9227	69,1707	-0,9370
Poços de Caldas	7	278,143	53,8238	1,5812	53,3077	0,6492

Tab. VIII. Classificação das quatro localidades do Sul de Minas Gerais amostradas, considerando cada tipo de abordagem de análise da diversidade biológica para guilda de anfíbios anuros terrestres.

Classificação	Índices clássicos	Rarefação e estimadores	Diversidade beta	Diversidade filogenética
1	Monte Belo	Lambari	Poços de Caldas	Lambari
2	Poços de Caldas	Monte Belo	Outras 3 localidades foram similares	Monte Belo
3	Lambari	Poços de Caldas		Alfenas
4	Alfenas	Alfenas		Poços de Caldas

DISCUSSÃO

A análise do mesmo conjunto de dados sob diferentes abordagens de diversidade biológica (índices clássicos, curvas de rarefação/estimadores de riqueza, diversidade beta e diversidade filogenética) confirmou a hipótese central deste estudo de que essas formas de

analisar a biodiversidade são capazes de gerar resultados distintos, por enxergarem o mesmo conjunto de dados de maneiras diferentes.

As críticas aos índices clássicos de diversidade (HURLBERT, 1971; MELO, 2008; PAVOINE & BONSALE, 2011) se mostraram pertinentes. Esses índices são cegos para composição de espécies e podem obter valores similares para composições completamente distintas, como no caso dos nossos resultados para o índice de Shannon (H) nas localidades de Lambari (1,4) e Poços de Caldas (1,453).

O outro extremo também parece ocorrer, ou seja, a distinção de amostras que na verdade não diferem entre si, especialmente o teste t para o índice de Shannon entre duas localidades sob comparação. Houve indícios para acreditar que esse teste superestima as diferenças. Nos nossos resultados, dois pares de localidades (Alfenas - Lambari e Monte Belo - Poços de Caldas) apontadas como diferentes por esse teste t (Tab. III) não foram sustentadas pela análise das curvas de rarefação.

As curvas de rarefação e os estimadores de riqueza aparentemente mostraram desempenho superior aos índices clássicos. Apesar de também não compararem as composições das diferentes amostras, eles não superestimam pequenas diferenças. No caso de nossas amostras, as curvas apresentaram desvios-padrões bastante sobrepostos, indicando semelhanças entre as riquezas das localidades amostradas.

Outros pontos favoráveis dessas curvas são que testam suficiência amostral e permitem comparar amostras com esforços de coleta distintos (GOTELLI & COLWELL, 2001; COLWELL *et al.*, 2012), o que parece ser uma das poucas dificuldades das métricas filogenéticas. Contudo, apresentaram um resultado contraditório em um dos estimadores de riqueza (Chao 2) para a localidade de Alfenas. O valor extremamente alto desse estimador nessa amostra (36.5) prejudicou a eficiência ($S_{\text{obs}}/S_{\text{est média}}$) dessa localidade.

As análises de diversidade beta, sob qualquer tipo de métrica utilizada, são válidas por

considerar a composição de espécies, principalmente se comparada aos índices clássicos e curvas de rarefação, mas nesse sentido é inferior às análises de diversidade filogenética, que também consideram a composição de espécies, mas incluem a história evolutiva na comparação.

Quanto aos índices de diversidade filogenética, verificamos que estão sujeitos a interpretações errôneas decorrentes de subamostragem. A localidade de Poços de Caldas, por exemplo, é reconhecida por seus endemismos de anurofauna e a geomorfologia desta região provavelmente a predispõe para fenômenos de especiação com maior frequência que nas áreas vizinhas (CARDOSO *et al.*, 1989; CRUZ & FEIO, 2007; GAIGA, *et al.*, 2013). Sendo assim, esperávamos que essa amostra se sobressaísse com um histórico evolutivo de destaque entre as localidades estudadas. Entretanto, considerando os índices de diversidade filogenética calculados, isso não foi observado no nosso estudo, pelo contrário. Este resultado pode ter sido consequência do menor número de espécies coletadas nesta localidade, pois como foi demonstrada pelas curvas de rarefação e pelos estimadores de riqueza, essa amostra apresentou um dos piores desempenhos em relação à suficiência amostral.

Para testar essa suposição, acrescentamos aos nossos dados os demais exemplares de anfíbios anuros da Coleção Herpetológica Alfred Russel Wallace obtidos por outras formas de coleta, além de armadilhas de interceptação e queda, como coleta ativa, encontro ocasional ou coletados por terceiros, de todas as localidades deste estudo e também utilizamos dados de registros da literatura (CARDOSO *et al.*, 1989; GAREY & SILVA, 2010), além de informações de outros pesquisadores que desenvolveram estudos na região com dados ainda não publicados, (Ana Cristina Monteiro-Leonel, Nancy Mireya Sierra Ramirez, “com. pess.”). Com esses dados novos, nossa lista de espécies subiu para 54 no total e, destas, Alfenas apresentou 23, Monte Belo, 30, Lambari, 24 e Poços de Caldas, 42 espécies.

Em seguida, efetuamos nova análise de diversidade filogenética apenas com dados de

presença-ausência. Nos novos valores de PD, Poços de Caldas passou do último para o primeiro lugar na classificação dessa análise. Isso corrobora a hipótese de que a subamostragem pode comprometer seriamente as análises de diversidade filogenética.

Outra discussão envolvendo os diferentes índices de diversidade filogenética é quanto à sua independência dos valores de riqueza de espécies (SRIVASTAVA *et al.*, 2012; CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Embora alguns autores tenham encontrado correlação entre essas variáveis (CARVALHO *et al.*, 2010; REZENDE & DINIZ-FILHO, 2012), nossos resultados indicaram que os maiores valores de PD, MPD, MNTD, NRI e NTI não estão necessariamente associados com as maiores riquezas. Isso faz sentido, já que comunidades muito ricas podem na realidade apresentar grande quantidade de linhagens próximas (agrupamento de linhagens), ou seja, diversidade filogenética menor.

As métricas de diversidade filogenética também podem ser influenciadas pela presença de espécies exóticas. Isso aconteceu com os nossos dados em análises preliminares da amostra de Alfenas, única a detectar a rã-touro (*Lithobates catesbeianus*, família Ranidae). Essa espécie é endêmica da América do Norte, mas foi espalhada pelo mundo por ser a espécie preferencialmente criada em ranários (CUNHA & DELARIVA, 2009). Nesse caso específico, por pertencer a uma família bastante basal, essa espécie pode, por conta disso, aumentar artificialmente a diversidade filogenética da amostra. Foi o que aconteceu com nossas primeiras análises e que nos levou a desconsiderar essa espécie nos demais cálculos.

Outro aspecto interessante dos diferentes índices de diversidade filogenética é justamente a ênfase diferencial que cada um dá a diferentes partes da filogenia. Em outras palavras, é como se cada índice olhasse para a história evolutiva das comunidades com uma visão diferente (REZENDE & DINIZ-FILHO, 2012). Embora isso possa gerar resultados aparentemente contraditórios, como NTI negativo e NRI positivo para a mesma localidade (Monte Belo e Alfenas, por exemplo), os resultados coincidentes podem corroborar padrões

de história evolutiva: no nosso estudo de caso, por exemplo, Lambari apresentou tendência de dispersão filogenética (tanto o NTI quanto o NRI negativos).

Assim, índices de diversidade filogenética trazem informações diferentes e complementares à análise das curvas de rarefação e estimadores de riqueza. Eles consideram a composição das comunidades, mas em termos evolutivos, sendo assim independentes da riqueza de espécies. Dessa forma, os consideramos mais informativos que as diferentes métricas de diversidade beta.

As curvas de rarefação e estimadores de riqueza não contemplam a composição das espécies nas análises, mas conseguem comparar amostras com diferentes esforços de coleta e também verificar a suficiência amostral, dessa forma, consideramos pertinente passar por ambas as análises antes de se tirar conclusões apenas sobre a diversidade filogenética.

Agradecimentos. Agradecemos à Ana Luiza Vianna Corsi, Marina P. Souza de Oliveira, Nathália R. Alcântara Rocha pelo auxílio no levantamento dos dados. À Rogério Grassetto Teixeira da Cunha e Hisaias de Souza Almeida pela leitura e sugestões no manuscrito. JAM agradece à Universidade Federal de Alfenas, PROGEPE, pelo auxílio financeiro à capacitação. MJS agradece a bolsa de estudo do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; PROTAX 159253/2010-1).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CARDOSO, A. J.; ANDRADE, G. V.; HADDAD, C. F. B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 49(1), p. 241-249.
- CARVALHO, R. A.; Cianciaruso, M. V.; Trindade-Filho, J.; Sagnori, M. D.; Loyola, R. D. 2010. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. **Natureza & Conservação** v. 8, p. 171-176.
- CHAO, A.; CHIU, C. H.; HSIEH, T. C. 2012. Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. **Ecology**, v. 93, p. 2037-2051.
- CIANCARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. 2009. Diversidade filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotrópica**, v. 9, n. 3, p. 93-103.

- COLWELL, R. K. 2009. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0.** User's Guide and application published at: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em 28 de janeiro de 2014.
- COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; LIN, S-Y; MAO, C. X.; CHAZDON, R. L., LONGINO, J. T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, p. 3-21.
- CORNELL, H. V. & LAWTON, J. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. **Journal of Animal Ecology**, v. 61, p. 1-12.
- CRUZ, C. A. G. & FEIO, R. N. 2007. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In: NASCIMENTO, L. B. & OLIVEIRA, M. E. (eds.) **Herpetologia do Brasil II**. Sociedade Brasileira de Herpetologia, p. 117-126.
- CUNHA, E. R. & DELARIVA, R. L. 2009. Introdução da rã-touro, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802): uma revisão. **SaBios: Revista Saúde e Biologia**, v. 4, n. 2, p. 34-46.
- D'ANUNCIACÃO, P. E. R.; SILVA, M. F. V.; FERRANTE, L.; ASSIS, D. S.; CASAGRANDE, T.; COELHO, A. Z. G.; AMÂNCIO, B. C. S; PEREIRA, T. R.; SILVA, V. X. Forest Fragments Surrounded by Sugar Cane Are More Inhospitable to Terrestrial Amphibian Abundance Than Fragments Surrounded by Pasture. **International Journal of Ecology**, 8 pages, v. 2013.
- DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. (eds.) 2005. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para a sua conservação**. 2. ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- FAITH, D. P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, p. 1-10.
- FEELEY, K. J. & SILMAN, M. R. 2011. Keep collecting: accurate species distribution modelling requires more collections than previously thought. **Diversity and Distributions**, v. 17(6), p. 1132-1140.
- FROST, D. R.; GRANT, T.; FAIVOVICH, J.; BAIN, R. H.; HAAS, A.; HADDAD, C. F. B.; DE SÁ, R. O.; CHANNING, A.; WILKINSON, M.; DONNELLAN, S. C.; RAXWORTHY, C. J.; CAMPBELL, J. A.; BLOTTO, B. L.; MOLER, P.; DREWES, R. C.; NUSSBAUM, R. A.; LYNCH, J. D.; GREEN, D. M.; WHEELER, W. C. 2006. The Amphibian Tree of life. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, n. 297, p. 1-291.
- FROST, D. R. 2014. **Amphibian Species of the World: an online reference. Version 6.0.** American Museum of Natural History, New York, USA. Electronic Database accessible at: <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>>. Acesso em 18 de julho de 2014.
- GAIGA, R.; LOIOLA, C.; MÂNGIA, S.; PIRANI, R. M. 2013. Advertisement call and tadpoles of *Bokermannohyla vulcaniae* (Vasconcelos and Giaretta, 2003) (Amphibia: Anura: Hylidae). **South American Journal of Herpetology**, v. 8(2), p.127-131.

- GAREY, M. V. & SILVA, V. X. 2010. Spatial and temporal distribution of Anurans in an agricultural landscape in the Atlantic Semi-Deciduous Forest of Southeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 5(1), p. 64-72.
- GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P. D. 2009. **PAST: Paleontological Statistics**. Software Package for Education and Data Analysis. ver. 2.17.
- HURLBERT, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology**, v. 52, p. 577-86.
- LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**, v. 75(4), p. 435-450.
- LEWINSOHN, T. M. & PRADO, P. I. 2004. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. 2. ed. São Paulo: Contexto.
- LEWINSOHN, T. M. & PRADO, P. I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 36-42.
- MAESTRE, F. T.; CASTILLO-MONROY, A. P.; BOWKER, M. A.; OCHOA-HUESO, R. 2012. Species richness effects on ecosystem multifunctionality depend on evenness, composition and spatial pattern. **Journal of Ecology**, v. 100(2), p. 317-330.
- MELO, A. S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotrópica**, v. 8, n. 3, p. 21-27.
- MOKANY, K.; HARWOOD, T. D.; OVERTON, J. M.; BARKER, G. M.; FERRIER, S. 2011. Combining α - and β -diversity models to fill gaps in our knowledge of biodiversity. **Ecology Letters**, v.14(10), p. 1043-1051.
- NASCIMENTO, L. B.; LEITE, F. S. F.; ETEROVICK, P. C.; FEIO, R. N. 2009. ANFÍBIOS. IN: DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; GRECO, M. B.; VIEIRA, F. **Biota Minas: Diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais** – subsídio ao Programa Biota Minas. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.
- PAVOINE, S. & BONSALE, M. B. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biological Reviews**, v. 86(4), p. 792-812.
- RAMBAUT, A. 2007. **FigTree Figure Drawing Tool**. Version 1.4.0. Institute of Evolutionary Biology. University of Edinburgh.
- REZENDE, E. L. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 2012. Phylogenetic Analyses: Comparing Species to Infer Adaptations and Physiological Mechanisms. **Comprehensive Physiology**. v. 2, p. 639-674.

- SBH. 2012. **Lista brasileira de anfíbios e répteis**. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Acesso em 19 de agosto 2014.
- SRIVASTAVA, D. S.; CADOTTE, M. W.; MACDONALD, A. A. M.; MARUSHIA, R. G.; MIROTCHEV, N. 2012. Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. **Ecology Letters**, v. 15(7), p. 637-648.
- TUOMISTO, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. **Ecography**, v. 33, p. 23-45.
- WALTHER, B. A. & MOORE J. L. 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**, v. 28(6), p. 815-829.
- WATLING, J. I. & DONNELLY, M. A. 2007. Multivariate correlates of extinction proneness in a naturally fragmented landscape. **Diversity and Distributions**, v. 13(4), p. 372-378.
- WEBB, C. O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist**, v. 156(2), p. 145-155.
- WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; MCPHEE, M. A.; DONOGHUE, M. J. 2002. Phylogenies and community ecology. **Annual review of ecology and systematics**, v. 33, p. 475-505.
- WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; KEMBEL, S. W. 2008. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. **Bioinformatics**, v. 24(18), p. 2098-2100.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213-251.
- WILSON, E. O. & PETER, F. M. 1997. **Biodiversidade**. Edição brasileira traduzida. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.