

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS
UNIFAL - MG**

MARIO ANTONIO SACRAMENTO SILVA

**DIVERSIDADE BETA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPERMATÓFITAS,
ANFÍBIOS, AVES E PRIMATAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS
NO SUDESTE DO BRASIL**

Alfenas – MG

2014

MARIO ANTONIO SACRAMENTO SILVA

**DIVERSIDADE BETA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPERMATÓFITAS,
ANFÍBIOS, AVES E PRIMATAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS
NO SUDESTE DO BRASIL**

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

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

Orientadora: Prof^ª. Dra. Érica Hasui.

Co-orientador: Prof. Dr. Vinícius Xavier da Silva.

Alfenas – MG

2014

Silva, Mario Antonio Sacramento.

Diversidade beta e distribuição espacial de espermatófitas, anfíbios, aves e primatas em fragmentos florestais no Sudeste do Brasil / Mario Antonio Sacramento Silva. – Alfenas, MG, 2014.
71 f. -

Orientadora: Érica Hasui

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

1. Biodiversidade - Conservação. 2. Mata Atlântica. 3. Minas Gerais. I. Hasui, Érica. II. Título.

CDD: 577



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ecologia e Tecnologia Ambiental

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



MARIO ANTONIO SACRAMENTO SILVA

**“DIVERSIDADE BETA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPERMATÓFITAS,
ANFÍBIOS, AVES E PRIMATAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO SUDESTE
DO BRASIL.”**

A Banca examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a 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: 25/04/2014

Prof.^a Dr.^a Érica Hasui

Assinatura: Érica Hasui

Instituição: UNIFAL-MG

Prof. Dr. Michel Varajão Garey

Assinatura: M. Garey

Instituição: UNILA

Prof.^a Dr.^a Maria José dos Santos Wisniewski

Assinatura: M. J. Wisniewski

Instituição: UNIFAL-MG

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	07
REFERÊNCIAS	09
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
2.1 Diversas formas de medir e abordar a diversidade beta	11
2.2 Dificuldades de comparação entre os estudos com diversidade beta	12
2.3 Adoção de uma única medida vs. várias medidas de diversidade beta	14
2.4 Categorias de medidas e de abordagens da diversidade beta	15
2.5 Diversidade beta e capacidade de dispersão	17
2.5.1 Diversidade beta e capacidade de dispersão em organismos vegetais	17
2.5.2 Diversidade beta e capacidade de dispersão em invertebrados	18
2.5.3 Diversidade beta e capacidade de dispersão em vertebrados	19
REFERÊNCIAS	21
3 ARTIGO	26
Abstract	26
Introduction	27
Material and Methods	29
Study sites	29
Sampling	31
Data analysis.....	32
Results	34
Discussion	38
Acknowledgments	43
References	43
Supplementary Material	50

RESUMO

A análise por partição da diversidade é uma abordagem empregada para se tentar compreender como as comunidades se estruturam espacialmente e os fatores que operam na geração e manutenção dos padrões de distribuição das espécies. Nós examinamos a estrutura espacial da diversidade de espécies referente a quatro grupos taxonômicos, de diferentes capacidades de dispersão, em 16 fragmentos florestais localizados no sul do estado de Minas Gerais. Especificamente, testamos: i) se a similaridade na composição de espécies estaria relacionada negativamente com a distância geográfica entre os fragmentos; e ii) se a diversidade beta apresentada por cada grupo poderia ser negativamente relacionada com as respectivas capacidades de dispersão. Tanto a diversidade alfa quanto a similaridade composicional entre as localidades foi baixa. A diversidade beta, para nenhum dos grupos, não esteve correlacionada com a distância. Os primatas, seguidos das aves, apresentaram maior tendência em formar agrupamentos de similaridade, embora de maneira independente da distância, bem como os menores valores relativos de diversidade beta. Já espermatófitas e anfíbios não definiram agrupamentos e apresentaram relativamente os maiores valores de diversidade beta. Interpretamos tais resultados como indicações de que grupos com maior capacidade de dispersão (primatas e aves) tendem a alcançar, em média, localidades mais distantes e, portanto, a definir agrupamentos mais similares (i.e., baixa diversidade beta). Já os grupos com menor capacidade de dispersão (espermatófitas e anfíbios) apresentaram a tendência inversa à dos primeiros. Apesar da maioria das espécies terem apresentado ocorrência restrita a poucas localidades, contribuindo para a baixa similaridade, as altas diversidades beta e gama demonstraram o quanto as localidades são, representativamente, distintas e complementares entre si em termos de composição de espécies. Tais características reforçam e justificam, de alguma maneira, futuras iniciativas de conservação, tanto em âmbito local quanto regional.

Palavras-chave: Complementaridade. Capacidade de dispersão. Inventário rápido. Biodiversidade. Conservação. Mata Atlântica. Minas Gerais.

ABSTRACT

Diversity analysis by partition is an approach employed in order to understand how communities structure themselves spatially and the factors that operate in the generation and maintenance of distribution patterns. We examined species diversity's spatial structure regarding four taxonomic groups, with different dispersal abilities, in 16 localities (forest fragments) in the southern region of Minas Gerais state. Specifically, we tested: i) if the similarity in species composition would be negatively related to geographical distance between the fragments; ii) if beta diversity shown by each group could be negatively related to their dispersal abilities. Both the alpha diversity and the compositional similarity between localities were low. Beta diversity, for none of the groups, was not correlated with distance. Primates, followed by birds, showed higher tendency of forming similarity groupings, although in a manner that was independent from distance, as well as the lowest beta diversity relative values. Spermatophytes and amphibians did not define groupings and presented, relatively, the highest values of beta diversity. We interpreted such results as indications that groups with higher dispersal ability (primates and birds) tend to reach, in average, farther localities and, therefore, to define more similar groupings (low beta diversity). Groups with lower dispersal ability (spermatophytes and amphibians) showed the opposite tendency. Although most of the species presented occurrence restricted to few localities, contributing to the low similarity, beta and gamma diversities showed how much the localities are, respectively, different and complementary to each other in terms of species composition. Such features reinforce and justify, in some way, future conservation initiatives both in local and regional scope.

Key words: Complementarity. Dispersal ability. Rapid survey. Biodiversity. Conservation. Atlantic Forest. Minas Gerais.

1 INTRODUÇÃO GERAL

A vasta dimensão territorial do estado de Minas Gerais associada às variadas condições topográficas, edáficas e climáticas propiciaram uma paisagem heterogênea, de diversificada tipologia florestal (MELO-BARRETO, 1942; DRUMMOND et al., 2005). Estima-se que no estado ocorram cerca de 6.280 espécies de plantas (STEHMANN; SOBRAL, 2009), 200 espécies de anfíbios (NASCIMENTO et al., 2009), 770 espécies de aves (SILVEIRA, 2009) e 236 espécies de mamíferos, sendo 17 as espécies de primatas (PÁGLIA et al., 2009). Cerca de 35% da flora e 51% da fauna que estão ameaçadas de extinção ocorrem exclusivamente na Mata Atlântica (DRUMMOND et al., 2008), refletindo o elevado grau de destruição deste que é um dos ambientes globalmente mais ameaçados (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004).

Tal bioma ocupava 41% da área estadual, principalmente as porções leste e sul (ver RIBEIRO et al., 2009), até que atividades como mineração, extração madeireira e agropecuária extensiva reduziram para 4% a sua área de cobertura original (DRUMMOND et al., 2005; DRUMMOND et al., 2009). Na região sul de Minas Gerais, áreas de mata localizadas em terrenos menos acidentados foram as primeiras a serem mais afetadas pela destruição, fragmentação e degradação de hábitat (DRUMMOND et al., 2009). Atualmente, fragmentos relativamente de maiores extensão e grau de conectividade podem ser encontrados ao longo dos domínios da Serra da Mantiqueira (DRUMMOND et al., 2009). Todavia, a maioria dos remanescentes florestais, de diferentes tamanhos e níveis de perturbação (VIANA; TABANEZ; BATISTA, 1997; METZGER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009), encontra-se com sua biota constituinte permanecendo pouco ou nada estudada ou amostrada (VIANA; PINHEIRO, 1998; GASCON; WILLIAMSON; FONSECA, 2000).

Esta lacuna de conhecimento acerca da biota é preenchida através dos trabalhos de inventários de espécies, os quais fornecem dados sobre a diversidade representativa da área, além de constituírem base informativa para se tentar compreender como as comunidades se estruturam nas diferentes escalas de tempo e espaço. A sondagem dos fatores e características que geram e mantem esses padrões estruturais (RICKLEFS, 1987) contribui para o entendimento dos processos ecológicos, evolutivos e biogeográficos, além dos efeitos da fragmentação sobre a composição e a estrutura das comunidades e assembleias (GARDNER et al., 2009), seja em âmbito local ou regional (PINEDA; HALFFTER, 2004).

Utilizando os dados de presença de espécies obtidos no “Projeto de Inventário e Estabelecimento de Coleções da Biodiversidade Aquática e Terrestre do Sul de Minas Gerais”, dentro da proposta do Programa BIOTA MINAS (DRUMMOND, et al., 2009), o objetivo geral deste trabalho foi o de verificar como a diversidade de espécies pertencentes a quatro grupos taxonômicos - espermatófitas, anfíbios, aves e primatas - de diferentes capacidades de dispersão, se encontra espacialmente configurada ao longo de 16 fragmentos florestais distribuídos em uma região historicamente impactada. Considerando tais grupos tanto isoladamente quanto em conjunto, os objetivos específicos consistiram em: avaliar qual a importância relativa das diversidades alfa e beta para a diversidade regional; analisar a variação no decaimento de similaridade composicional com a distância geográfica entre os 16 fragmentos; e verificar se a diversidade beta é mais alta para aqueles grupos que apresentam menor capacidade de dispersão.

REFERÊNCIAS

MELLO-BARRETO, H. L. Regiões fitogeográficas de Minas Gerais. **Boletim Geográfico**, v.14, p.14-28, 1942.

DRUMMOND, G. M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais**: um atlas para a sua conservação. 2.ed. Fundação Biodiversitas: Belo Horizonte. 208 p., 2005.

DRUMMOND, G. M. et al. **Listas vermelhas das espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais**. 2.ed. Fundação Biodiversitas: Belo Horizonte. CD-ROM, 2008.

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. 624 p., 2009.

GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, v. 12, p. 561–582, 2009.

GASCON, C.; WILLIAMSON, B.; FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v. 288, p. 1356-1358, 2000.

METZGER, J. P., et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1166–1177, 2009.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Washington: Cemex, 2004.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NASCIMENTO, L. B. et al. Diagnóstico do Conhecimento de Vertebrados: Anfíbios. In: DRUMMOND, G. M. et al. (eds.). **Biota Minas**: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais – subsídio ao Programa Biota Minas. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. p. 221-248, 2009.

PÁGLIA, A. P. et al. Diagnóstico do Conhecimento de Vertebrados: Mamíferos. In: DRUMMOND, G. M. et al. (eds.). **Biota Minas**: diagnóstico do conhecimento sobre a

biodiversidade no Estado de Minas Gerais – subsídio ao Programa Biota Minas. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. p. 297-314, 2009.

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

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RICKLEFS, R. E. Community Diversity: Relative Roles of Local and Regional Processes. **Science**, v. 235, p. 167-171, 1987.

SILVEIRA, L. F. Diagnóstico do Conhecimento de Vertebrados: Aves. In: DRUMMOND, G. M. et al. (eds.). **Biota Minas: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais – subsídio ao Programa Biota Minas**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. p. 281-295, 2009.

STEHMANN, J. R.; SOBRAL, M. Diagnóstico do Conhecimento da Diversidade Botânica: Fanerógamas. In: DRUMMOND, G. M. et al. (eds.). **Biota Minas: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais – subsídio ao Programa Biota Minas**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. p. 355-374, 2009.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; BATISTA, J. L. Dynamic and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurance, W., Bierregaard, R., Jr. (eds.), **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. The University of Chicago Press, Chicago and London, p. 351–365, 1997.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O estudo dos padrões de diversidade beta é um dos temas centrais no campo da ecologia de comunidades. Muitos trabalhos utilizam a própria diversidade beta como um dos objetos de estudo, dando a este componente um caráter teórico e conceitual além daquele utilizado como simples ferramenta analítica da diversidade particionada de uma região. Desse modo, considerável atenção tem sido dada à forma de se medir a diversidade de espécies, muitas vezes mais do que qualquer outro parâmetro, resultando numa extensa literatura. Esse conhecimento, porém, está repleto de recomendações contraditórias e discussões polêmicas acerca de que procedimentos metodológicos seriam “mais adequados” ou “eficientes” (KOLEFF; GASTON; LENNON, 2003; KREBS, 2013) em termos de aplicabilidade.

2.1 Diversas formas de medir e abordar a diversidade beta

Desde a ideia de partição da diversidade, originalmente proposta por Whittaker (1956; 1960) e com contribuições de MacArthur (1965), o componente diversidade beta vem passando por um processo contínuo de aprimoramento operacional, tanto em concordância com a forma de se conceituar o termo “diversidade” (ver TUOMISTO, 2010c) quanto com relação à finalidade e ao grau de complexidade das questões envolvidas no estudo. Para tanto, procedimentos numéricos e estatísticos vêm sendo desenvolvidos, resultando numa ampla variedade de medidas ou índices (ver ROUTLEDGE, 1977; VELLEND, 2001; KOLEFF; GASTON; LENNON, 2003; TUOMISTO; RUOKOLAINEN, 2006; JURASINSKI; RETZER; BEIERKUHNLEIN, 2009; LEGENDRE et al., 2009; BASELGA, 2010; TUOMISTO, 2010a; 2010b). Algumas destas medidas foram derivadas de medidas pré-existentes (KOLEFF; GASTON; LENNON, 2003), as quais consistiam de equações relativamente simples.

De uma forma geral, as várias medidas são basicamente categorizadas conforme duas correntes metodológicas com relação à forma como a diversidade total de uma região (diversidade gama ou γ) pode ser fracionada: 1- abordagem através de partição multiplicativa, feita através de componentes multiplicativos, como o produto entre a diversidade média local ($\alpha_{\text{média}}$) e a diversidade beta (β) (i.e., $\gamma = \alpha_{\text{média}} \times \beta$) (WHITTAKER, 1960; 1977); e 2-

abordagem através de partição aditiva, feita através de componentes aditivos, como a soma entre a diversidade média local ($\alpha_{\text{média}}$) e a diversidade beta (β) (i.e., $\gamma = \alpha_{\text{média}} + \beta$) (ALLAN, 1975; LANDE, 1996; mas ver VEECH et al., 2002).

2.2 Dificuldades de comparação entre os estudos com diversidade beta

Este variado conjunto de potenciais medidas de diversidade beta (ver TUOMISTO, 2010a), aliado a uma variedade de formas de abordagem (ver LEGENDRE; BORCARD; PERES-NETO, 2005; ANDERSON; ELLINGSEN; MCARDLE, 2006; TUOMISTO; RUOKOLAINEN, 2006; QIAN; RICKLEFS, 2007; LEGENDRE, 2008) constituiu campo fértil para gerar controvérsias sobre quais índices seriam “melhores” para se quantificar, analisar e representar a diversidade ao longo de um gradiente. Um dos motivos para tais divergências se apoia na questão de como a dependência estatística entre os três componentes (alfa, beta e gama) influencia os testes de hipóteses (BASELGA, 2010; JOST, 2010; VEECH; CRIST, 2010a; 2010b). Isso gerou a dicotomia sobre como a diversidade deveria ser decomposta: a tradicional partição multiplicativa (WHITTAKER, 1960), ou a alternativa partição aditiva dos componentes da diversidade (VEECH et al., 2002; GERING; CRIST; VEECH, 2003). Segundo Gering, Crist e Veech (2003), a partição multiplicativa já não seria mais conveniente devido à desvantagem prática dos componentes da diversidade não serem ponderados de modo igualitário (LANDE, 1996). Já com a partição aditiva, a vantagem residiria no fato dela possibilitar calcular as contribuições relativas dos componentes alfa e beta para a diversidade regional (gama) ao longo de variadas e específicas escalas espaciais (ALLAN, 1975; LANDE, 1996; GERING; CRIST; VEECH, 2003).

Um outro motivo para desencontros de opiniões envolve a ênfase que é dada à identidade das espécies somente (i.e., dados de presença/ausência) vs. a inclusão de dados de abundância relativa; bem como a inclusão vs. a exclusão dos dados de ausência das espécies (ANDERSON et al., 2010). Esta distinção é importante, visto que diferentes resultados podem ser obtidos quando a informação de abundância relativa é incluída. Restringir o uso apenas aos dados de presença/ausência é válido para algumas aplicações e ocasiões, uma vez que as espécies, mais do que os indivíduos, são as unidades de interesse mais imediatas e acessíveis, por exemplo, em estudos de conservação (ANDERSON et al., 2010). Entretanto, existe o viés deste tipo de dado não fornecer informações completas ou consistentes, por exemplo, sobre

aquelas espécies tipicamente raras e/ou de difícil detecção nos trabalhos de levantamento (CHAO; CHIU; HSIEH, 2012; KREBS, 2013).

Além da confusão por parte de alguns estudos com relação ao emprego equivocado do conceito “diversidade”, algumas vezes associado deliberadamente com índices que não possuem necessariamente uma relação direta com a diversidade beta (ver TUOMISTO, 2010c), essa variedade de medidas e abordagens analíticas são passíveis de gerar diferentes resultados, inclusive para um mesmo conjunto de dados (WILSON; SHMIDA, 1984; BLACKBURN; GASTON, 1996), podendo conduzir, desse modo, a diferentes conclusões sobre o mesmo estudo. Veech e colaboradores (2002) chegaram a sugerir que os ecólogos deveriam continuar a definir a diversidade beta em vários termos gerais, e não restringir a definição apenas como “mudança ao longo de um gradiente ambiental”. Estas são apenas algumas das razões que contribuem para que haja certas dificuldades e até impossibilidades de comparações entre diferentes estudos (KOLEFF; GASTON; LENNON, 2003; QIAN; RICKLEFS, 2012).

Na tentativa de entenderem o caótico processo de aprimoramento desta ferramenta, Wilson e Shmida (1984) fizeram o primeiro estudo comparativo das medidas de diversidade beta, levando em conta seis medidas geralmente empregadas com dados de presença/ausência. Eles avaliaram a performance de tais medidas de acordo com critérios como grau de independência da diversidade alfa e do tamanho amostral. Dezenove anos depois, Koleff, Gaston e Lennon (2003) compilaram e examinaram uma quantidade quatro vezes maior de medidas, também baseadas em dados de presença/ausência. Eles chegaram à conclusão de que a comparação precisa ser cautelosa e que, em muitos casos, nenhuma comparação direta seria possível.

Já outros estudos (e.g., HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992; CHAO et al., 2005; CHASE, 2007; VELLEND et al., 2007) propuseram várias correções para as medidas clássicas de diversidade beta, apoiados no fato desta ser, juntamente com o componente alfa, dependente da escala (ver GERING; CRIST, 2002; BARTON et al., 2013) e do tamanho da amostra em estudo. Wilson e Shmida (1984) e Cardoso e colaboradores (2009) sugeriram certos índices como sendo os mais robustos ou de melhor performance. Fato é que ainda não existe um consenso geral sobre quais medidas e procedimentos seriam mais adequados para se tratar questões ecológicas particulares, o que constitui um grande desafio para os estudos que visam aprimorar este componente da diversidade como ferramenta analítica (KOLEFF; GASTON; LENNON, 2003; JOST, 2007; JURASINSKI; RETZER; BEIERKUHNLEIN, 2009; ANDERSON et al., 2010; TUOMISTO, 2010a; 2010b).

2.3 Adoção de uma única medida vs. várias medidas de diversidade beta

Para Krebs (2013), não haverá uma abordagem “universal” que possa ser recomendada para todas as comunidades biológicas, fazendo-se necessário a realização de mais estudos de caráter empírico. Anderson e colaboradores (2010) já não concordavam que chegaria a existir uma “diversidade beta verdadeira”, tal como fora sugerido por Tuomisto (2010a). Esses autores defendem a ideia de que essa pluralidade conceitual e mensurável de diversidade beta pode fornecer compreensões ecológicas importantes quando bem aplicadas metodologicamente. O próprio Whittaker (1960; 1972; 1977) já recomendava o uso de várias métricas diferentes. Posteriormente, Koleff, Gaston e Lennon (2003) já tinham visto que cerca de metade dos estudos de diversidade beta empregavam mais de um tipo de medida.

Uma vez que as comunidades apresentam uma variedade de propriedades ecológicas de interesse, Anderson et al. (2010) e Chao, Chiu e Hsieh (2012) sugerem que a adoção criteriosa e combinada de mais de uma medida, com cada uma delas direcionada a uma hipótese específica, poderia ajudar a revelar um maior espectro de padrões na diversidade beta, alguns inclusive ocultos, para um mesmo conjunto de dados. Anderson et al. (2010) ainda sugerem que, aliado à escolha cautelosa das medidas, fazer o uso adicional de modelos nulos apropriados (e.g., QIAN et al., 2013; SIEFERT et al., 2013) possibilitaria que as hipóteses fossem testadas de forma mais consistente. Desse modo, interpretações mais significativas e inferências relativamente mais seguras seriam feitas ao se comparar os resultados obtidos usando-se medidas contrastantes, mas que enfatizariam diferentes propriedades ecológicas (ANDERSON et al., 2010).

Tuomisto (2010c) aconselha que a escolha do(s) índice(s) necessita de um entendimento prévio de qual aspecto dos dados eles quantificam e, ciente de suas propriedades matemáticas, quais dentre eles correspondem, de fato, ao que é necessário para se responder as questões ecológicas de interesse no estudo. De qualquer forma, independentemente desta evidente falta de consenso, seja qual forem as medidas de diversidade beta adotadas no estudo, estas não deixam de representar certo caráter particular de identidade dimensional da composição de espécies, seja para os índices de diversidade, natureza informacional dos dados, tipos de táxon, tipos de ambientes, regiões geográficas, variáveis ambientais, tamanho da amostra e/ou para as dimensões de escala abordados no estudo (LOREAU, 2000; GERING; CRIST, 2002; SOININEN; MCDONALD; HILLEBRAND, 2007; BARTON et al., 2013).

2.4 Categorias de medidas e de abordagens da diversidade beta

Diante do grande leque de opções referentes às medidas e formas de abordagem, Anderson et al. (2010) propuseram um direcionamento esquemático, simples e básico a ser adotado na análise da diversidade beta. Antes de tudo, e de modo inovador, eles fizeram a distinção entre dois conceitos essenciais em que a diversidade beta é abordada quanto à configuração espacial das unidades amostrais: *turnover* e *variação*. Posteriormente, apontaram e classificaram as medidas que são costumeiramente utilizadas. Por fim, eles enunciaram uma lista de situações exemplificando os tipos de análises a serem aplicadas, em pertinência com o tipo de desenho amostral estabelecido.

No *turnover* (ou *variação direcional*) a ideia é medir a taxa de mudança na estrutura (i.e., composição, abundância relativa, biomassa, cobertura, etc.) da comunidade de uma unidade amostral local (e.g., um quadrante, uma parcela, um fragmento de hábitat, etc.) para outra ao longo de uma série de unidades amostrais dispostas de forma unidirecional e ao longo de um gradiente ambiental, espacial e/ou temporal (e.g., parcelas ao longo de um transecto em um terreno com diferentes níveis topográficos; fragmentos de hábitat ao longo de uma linha imaginária no sentido norte-sul de uma dada paisagem). Através do *turnover* é possível verificar, por exemplo: i) quantas novas espécies são encontradas ao longo do gradiente; ii) quantas espécies, que estiveram inicialmente presentes em algumas unidades amostrais, deixam de ser encontradas nas unidades amostrais mais distantes; iii) que proporção de espécies encontradas não é compartilhada conforme se move de uma unidade amostral para a seguinte ou ao longo do gradiente (ANDERSON et al., 2010).

Já na *variação* (ou *variação não direcional*), a taxa de mudança na estrutura da comunidade é analisada de uma unidade amostral local para outra em certa extensão espacial (e/ou temporal) e ao longo de um conjunto de unidades amostrais contidas em uma área ou região (e.g., conjunto de fragmentos de hábitat dispersos aleatoriamente em uma paisagem), sem necessariamente seguir uma direção ou gradiente em particular. Tanto através da *variação* quanto através do *turnover* é possível verificar, por exemplo: i) se as mesmas espécies são encontradas repetidas vezes entre as diferentes unidades amostrais; ii) por quanto que a riqueza de espécies regional excede a média do número de espécies das unidades amostrais; iii) a proporção esperada de espécies não compartilhadas entre todas as unidades amostrais (ANDERSON et al., 2010).

Quanto às medidas de diversidade beta, as mais comumente utilizadas, seja para *turnover*, seja para *variação*, podem ser categorizadas em *clássicas* e *multivariadas* (ANDERSON et al., 2010). As medidas *clássicas* são obtidas diretamente da relação dos componentes regional (γ) e local (α), e são utilizadas com dados de presença/ausência, sem incluir informação sobre abundância relativa das espécies. Tal relação define a diversidade beta (β), tal como foi inicialmente comentada, em uma abordagem multiplicativa [$\beta_w = \gamma / \alpha_{\text{média}}$] (WHITTAKER, 1960; 1972; 1977) ou em uma abordagem aditiva [$\beta_{\text{add}} = \gamma - \alpha_{\text{média}}$] (MACARTHUR, 1965; ALLAN, 1975; LANDE, 1996; VEECH et al., 2002; GERING; CRIST; VEECH, 2003; CRIST; VEECH, 2006).

A diversidade beta multiplicativa [$\beta_w = \gamma / \alpha_{\text{média}}$], ou índice de Whittaker (β_w), é relativamente simples de ser calculada (VEECH et al., 2002; KOLEFF; GASTON; LENNON, 2003). Ela informa o “número de vezes pelo qual a riqueza de uma região é maior do que a média do número de espécies observadas nas unidades de menor escala” (LEGENDRE; BORCARD; PERES-NETO, 2005; ANDERSON et al., 2010). Trata-se de uma medida escolhida principalmente quando as amostras em estudo não podem ser ordenadas ao longo de um único gradiente (WILSON; SHMIDA, 1984), ou seja, quando se opta por uma abordagem da diversidade beta por *variação não direcional*. Nesta abordagem multiplicativa, os componentes alfa (α) e beta (β) não são proporcionais entre si pelo fato de apenas o componente alfa apresentar valor de unidades (i.e., α é expresso em “número médio de espécies”, enquanto β é expresso em “n vezes”) (VEECH et al., 2002).

Já a diversidade beta aditiva [$\beta_{\text{add}} = \gamma - \alpha_{\text{média}}$] informa o número médio efetivo de espécies que são exclusivas por unidade amostral; ou a proporção ou quantidade média de espécies não encontrada em uma das unidades amostrais, quando escolhida ao acaso (VEECH et al., 2002). Nesta abordagem aditiva, os componentes alfa (α) e beta (β) são proporcionais entre si pelo fato de apresentarem mesmos valores de unidades (i.e., α e β são expressos em “número médio de espécies”) (VEECH et al., 2002). Tal característica facilita a comunicação em contextos aplicados (GERING; CRIST; VEECH, 2003), possibilitando a comparação desta medida através de múltiplos estudos (ANDERSON et al., 2010).

As medidas *multivariadas*, por sua vez, são baseadas no nível de similaridade, dissimilaridade (complementaridade) ou distância entre as unidades amostrais quando comparadas aos pares (para mais detalhes ver ANDERSON; ELLINGSEN; MCARDLE, 2006; ANDERSON et al., 2010; BASELGA, 2010; TUOMISTO, 2010a).

2.5 Diversidade beta e capacidade de dispersão

Estudos vem demonstrando que a diversidade beta pode ser determinada por múltiplos fatores relacionados com as características funcionais que são intrínsecas às espécies, com os gradientes geográficos e com as propriedades ecossistêmicas gerais (SOININEN; LENNON; HILLEBRAND, 2007). Desse modo, a diversidade beta está relacionada com a fisiologia dos organismos e, ao mesmo tempo, sendo determinada por processos evolutivos e biogeográficos (SOININEN; LENNON; HILLEBRAND, 2007).

Dentre as características funcionais intrínsecas às espécies, um número relativamente recente de estudos têm destacado a importância da capacidade de dispersão dos organismos na estruturação dos gradientes de diversidade beta, fazendo da distância geográfica um importante fator determinante, e desse modo previsor, da composição de assembleias independentemente do ambiente. Chen e colaboradores (2011) ressaltam que esse conhecimento dos efeitos relativos tanto da limitação de nicho quanto da limitação da capacidade de dispersão nas distribuições das espécies possui importantes implicações tanto para o entendimento dos padrões globais de riqueza de espécies quanto para os interesses relacionados com a conservação.

Soininen, Lennon e Hillebrand (2007), examinando globalmente a variabilidade na diversidade beta hierárquica de vários grupos de organismos pelos ecossistemas e gradientes geográficos, viram que a diversidade beta variou significativamente entre aquelas categorias de organismos com maiores características tais como massa corpórea, nível trófico ocupado e o tipo de dispersão. Particularmente, eles observaram que os organismos que se dispersam por sementes exibiam a mais alta diversidade beta dentre os grupos comparados.

2.5.1 Diversidade beta e capacidade de dispersão em organismos vegetais

Qian (2009a), analisando a distribuição geográfica de plantas pteridófitas e espermatófitas (gimnospermas e angiospermas) da América do Norte, procurou testar a hipótese de que as espécies com alta capacidade de dispersão apresentavam menor diversidade beta. Ele concluiu que a diversidade beta foi menor para pteridófitas, as quais apresentam propágulos relativamente mais dispersáveis que as espermatófitas, que são

produtoras de sementes. Esses resultados sugerem que a diversidade beta está negativamente relacionada com a habilidade de dispersão destes grupos de plantas.

Lenoir e colaboradores (2012) fizeram a primeira avaliação das relações existentes entre a capacidade de dispersão e os aspectos espaciais em escalas local e regional da diversidade de espécies de líquens, musgos e plantas produtoras de sementes. Eles detectaram uma ligação negativa entre capacidade de dispersão e *turnover* espacial e a correspondente ligação positiva entre capacidade de dispersão e a razão de riqueza de espécies local-para-regional.

2.5.2 Diversidade beta e capacidade de dispersão em invertebrados

Estudos semelhantes àqueles com vegetais, porém envolvendo animais invertebrados, também são relativamente recentes. Jiménez-Valverde e colaboradores (2010) analisaram, numa escala regional, a importância relativa do clima, da complexidade ou heterogeneidade de hábitat e da distância geográfica com relação a quatro famílias de aranhas que apresentavam diferentes capacidades de dispersão. Os valores de diversidade beta regional foram mais altos para as famílias com menores capacidades de dispersão. A distância climática também esteve fortemente correlacionada com a dissimilaridade faunística nas quatro famílias, enquanto a distância geográfica não teve nenhum poder explicativo.

Os insetos também contribuíram para os estudos envolvendo capacidade de dispersão e diversidade beta. Juen e De Marco Jr. (2011) avaliaram a importância relativa das condições ambientais locais e a limitação na capacidade de dispersão de cada espécie pertencente a uma assembleia amazônica de Odonata para determinar a diversidade beta e os padrões de distribuição de riqueza de espécies. Eles observaram que a alta capacidade de dispersão e a estabilidade ambiental eram as explicações primárias para a baixa diversidade beta encontrada para este grupo de insetos na escala espacial analisada.

Ortópteros que ocorrem na Itália foram estudados por Marini e colaboradores (2011) para verificar como a mobilidade modifica os padrões de diversidade beta através de múltiplas escalas espaciais e ao longo de um gradiente de intensidade de manejo de áreas de pastagem. Eles testaram a hipótese de que a elevada mobilidade reduziria a diversidade beta devido ao efeito homogeneizante da dispersão. Por fim, eles concluíram que a mobilidade, mas não o manejo, modificava fortemente os padrões de diversidade beta. As espécies

caracteristicamente sedentárias contribuíram para a maior proporção de diversidade beta através de todas as escalas espaciais investigadas, quando comparadas às espécies de maior mobilidade.

Baselga e colaboradores (2012) analisaram a distribuição geográfica de coleópteros da Europa e confirmaram que os táxons de menor mobilidade exibiram valores mais altos de *turnover* que os táxons de maior mobilidade.

2.5.3 Diversidade beta e capacidade de dispersão em vertebrados

Estudos analisando capacidade de dispersão e diversidade beta em vertebrados, embora também recentes e incipientes, aparentemente são mais numerosos que os similares com plantas e invertebrados, talvez por atraírem maior interesse geral ou pelo maior conhecimento sob o ponto de vista taxonômico. Buckley e Jetz (2008) fizeram um estudo comparativo, em escala global, sobre como grupos de vertebrados ectotérmicos (anfíbios) e endotérmicos (aves) respondem aos gradientes ambiental e espacial. Eles viram que os altos níveis de *turnover* de espécies ocorrem de modo indiferente das taxas de *turnover* ambiental (i.e., heterogeneidade de hábitat). Viram também que a taxa de *turnover* de anfíbios era quatro vezes maior do que as taxas de *turnover* de aves, uma vez que estas apresentam maior poder de dispersão e estabelecendo, desse modo, maiores extensões geográficas que os anfíbios.

Qian (2009b) comparou a diversidade beta de anfíbios, répteis, aves e mamíferos em escalas regional (i.e., hábitat biogeográfico) e global. Verificou que a diversidade beta era menor para aves e mamíferos, que apresentam maior capacidade de dispersão, que para anfíbios e répteis (para anfíbios ver BUCKLEY; JETZ, 2007). Os anfíbios, que apresentam relativamente menor capacidade de dispersão e menor tolerância térmica, foram o grupo com resposta mais evidente às altas latitudes nas análises de Dobrovolski e colaboradores (2011). Esses autores compararam a diversidade beta de anfíbios, aves e mamíferos e perceberam que este componente em altas latitudes foi resultado de extinções passadas e de eventos recentes de recolonização, resultando em maiores níveis de aninhamento, particularmente em anfíbios.

A distância geográfica e a heterogeneidade ambiental também podem atuar conjuntamente com os *turnovers* de espécies de anfíbios e répteis (Chen et al., 2011). Particularmente para os primeiros, a diversidade beta mais alta pode reafirmar que estes exibem pior capacidade de dispersão que os últimos. Efeitos da distância geográfica e da

dissimilaridade ambiental sobre os padrões globais de diversidade beta de anfíbios, répteis, aves e mamíferos foram analisados por Qian e Ricklefs (2012). Eles concluíram que os processos baseados na dispersão e no nicho exerceram papéis importantes na determinação da similaridade de fauna entre as assembleias de vertebrados estudadas. Além disso, viram que anfíbios e répteis, de relativamente menor capacidade de dispersão, exibiram maior heterogeneidade faunística independente da distância entre as ecorregiões e maior diversidade beta entre as ecorregiões que aves e mamíferos, que apresentam maior capacidade de dispersão.

Em virtude da ampla discussão acerca da diversidade beta e da recente investigação tentando relacioná-la com a capacidade de dispersão dos organismos, o próximo capítulo desta dissertação apresenta um artigo abordando este tema.

REFERÊNCIAS

ALLAN, J. D. Components of diversity. **Oecologia**, v. 18, p. 359–367, 1975.

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, p. 683–693, 2006.

ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 2010, p. 1-16, 2010.

BARTON, P. S. et al. The spatial scaling of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, p. 639–647, 2013.

BASELGA, A. Multiplicative partition of true diversity yields independent alpha and beta components; additive partition does not. **Ecology**, v. 91, p. 1974-1981, 2010.

BASELGA, A. et al. Dispersal ability modulates the strength of the latitudinal richness gradient in European beetles. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 1106–1113, 2012.

BLACKBURN, T. M.; GASTON, K. J. The distribution of bird species in the New World: patterns in species turnover. **Oikos**, v. 77, p. 146–152, 1996.

BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, n. 274, p. 1167–1173, 2007.

BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Linking global turnover of species and environments. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 105, p. 17836–17841, 2008.

CARDOSO, P.; BORGES, P. A. V.; VEECH, J. A. Testing the performance of beta diversity measures based on incidence data: the robustness to undersampling. **Diversity and Distributions**, v. 15, p. 1081-1090, 2009.

CHAO, A. et al. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. **Ecology Letters**, v. 8, p. 148–159, 2005.

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

CHASE, J. M. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 104, p. 17430–17434, 2007.

CHEN, S. et al. Species turnover of amphibians and reptiles in eastern China: disentangling the relative effects of geographic distance and environmental difference. **Ecological Research**, v. 26, p. 949–956, 2011.

CRIST, T. O. et al. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β and γ diversity. **The American Naturalist**, v. 162, p. 734–743, 2003.

CRIST, T. O.; VEECH, J. A. Additive partitioning of rarefaction curves and species-area relationships: unifying α , β and γ diversity with sample size and habitat area. **Ecology Letters**, v. 9, p. 923–932, 2006.

DOBROVOLSKI, R. et al. Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, p. 1-7, 2011.

GERING, J. C.; CRIST, T. O. The alpha–beta–regional relationship: providing new insights into local–regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. **Ecology Letters**, v. 5, p. 433–444, 2002.

GERING, J. C.; CRIST, T. O.; VEECH, J. A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. **Conservation Biology**, v. 17, p. 488–499, 2003.

HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, v. 61, p. 151–158, 1992.

JIMÉNEZ-VALVERDE, A. et al. Climate and regional beta-diversity gradients in spiders: dispersal capacity has nothing to say? **Insect Conservation and Diversity**, v. 3, p. 51–60, 2010.

JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, p. 2427–2439, 2007.

JOST, L. Independence of alpha and beta diversities. **Ecology**, v. 91, p. 1969–1974, 2010.

JUEN, L.; De MARCO Jr., P. Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. **Insect Conservation and Diversity**, v. 4, p. 265–274, 2011.

JURASINSKI, G.; RETZER, V.; BEIERKUHNLEIN, C. Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. **Oecologia**, v. 159, p. 15–26, 2009.

KOLEFF, P.; GASTON, K. J.; LENNON, J. J. Measuring beta diversity for presence-absence data. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, p. 367–382, 2003.

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. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. **Journal of Plant Ecology**, v. 1, p. 3–8, 2008.

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

LEGENDRE, P. et al. Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. **Ecology**, v. 90, n. 3, p. 663–674, 2009.

LENOIR, J. et al. Dispersal ability links to cross-scale species diversity patterns across the Eurasian Arctic tundra. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 851–860, 2012.

LOREAU, M. Are communities saturated? On the relationship between a, b and c diversity. **Ecology Letters**, v. 3, p. 73–76, 2000.

MACARTHUR, R. H. Patterns of species diversity. **Biological Reviews**, v. 40, p. 510–533, 1965.

MARINI, L. et al. High mobility reduces beta-diversity among orthopteran communities – implications for conservation. **Insect Conservation and Diversity**, p. 1-9, 2011.

QIAN, H. Beta diversity in relation to dispersal ability for vascular plants in North America. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, p. 327–332, 2009a.

QIAN, H. Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 47, p. 509–514, 2009b.

QIAN, H.; RICKLEFS, R. E. A latitudinal gradient in large-scale beta diversity for vascular plants in North America. **Ecology Letters**, v. 10, p. 737–744, 2007.

QIAN, H.; RICKLEFS, R. E. Disentangling the effects of geographic distance and environmental dissimilarity on global patterns of species turnover. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 341–351, 2012.

QIAN, H. et al. Drivers of b-diversity along latitudinal gradients revisited. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, p. 659–670, 2013.

ROUTLEDGE, R. D. On Whittaker's components of diversity. **Ecology**, v. 58, p. 1120–1127, 1977.

SIEFERT, A. et al. Functional beta-diversity patterns reveal deterministic community assembly processes in eastern North American trees. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, p. 682–691, 2013.

SOININEN, J.; LENNON, J. J.; HILLEBRAND, H. A Multivariate Analysis of Beta Diversity across Organisms and Environments. **Ecology**, v. 88, n. 11, p. 2830-2838, 2007.

SOININEN, J.; MCDONALD, R.; HILLEBRAND, H. The distance decay of similarity in ecological communities. **Ecography**, v. 30, p. 3-12, 2007.

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.

TUOMISTO, H. A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. **Oecologia**, v. 164, p. 853–860, 2010c.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K. Analyzing or explaining beta diversity? Understanding the targets of different methods of analysis. **Ecology**, v. 87, p. 2697–2708, 2006.

VEECH, J. A. et al. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos**, v. 99, p. 3–9, 2002.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. Diversity partitioning without statistical independence of alpha and beta. **Ecology**, v. 91, p. 1964–1969, 2010a.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. Toward a unified view of diversity partitioning. **Ecology**, v. 91, p. 1988–1992, 2010b.

VELLEND, M. Do commonly used indices of β -diversity measure species turnover? **Journal of Vegetation Science**, v. 12, p. 545–552, 2001.

VELLEND, M. et al. Homogenization of forest plant communities and weakening of species-environment relationships via agricultural land use. **Journal of Ecology**, v. 95, p. 565–573, 2007.

WILSON, M. V.; SHMIDA, A. Measuring beta diversity with presence–absence data. **Journal of Ecology**, v. 72, p. 1055–1064, 1984.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Great Smoky Mountains. **Ecological Monographs**, v. 26, p. 1–80, 1956.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279–338, 1960.

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

WHITTAKER, R. H. Evolution of species diversity in land communities. In: HECHT, M. K.; STEERE, W. C.; WALLACE, B. (Eds.). **Evolutionary biology**. Plenum Press, v. 10, p. 1–67, 1977.

3 ARTIGO

TITLE: Beta diversity and spatial distribution of spermatophytes, amphibians, birds and primates in forest fragments in Southeastern Brazil.

AUTHORS: Mario Sacramento^{1*}, Vinícius Xavier da Silva¹, Érica Hasui¹, Rogério Grassetto Teixeira da Cunha¹, Marco Túlio Pacheco Coelho¹, Bruno Roberto Ribeiro¹, Flavio Nunes Ramos¹.

1 Laboratório de Ecologia de Fragmentos Florestais, Instituto de Ciências da Natureza, Universidade Federal de Alfenas, 37130-000, Alfenas, Minas Gerais, Brazil.

*Corresponding author: mariosacra@hotmail.com

Abstract. Diversity analysis by partition is an approach employed in order to understand how communities structure themselves spatially and the factors that operate in the generation and maintenance of distribution patterns. We examined species diversity's spatial structure regarding four taxonomic groups, with different dispersal abilities, in 16 localities (forest fragments) in the southern region of Minas Gerais state. Specifically, we tested: i) if the similarity in species composition would be negatively related to geographical distance between the 16 fragments; ii) if beta diversity shown by each group could be negatively related to their dispersal abilities. Both the alpha diversity and the compositional similarity between localities were low. Beta diversity, for none of the groups, was not correlated with distance. Primates, followed by birds, showed higher tendency of forming similarity groupings, although in a manner that was independent from distance, as well as the lowest beta diversity relative values. Spermatophytes and amphibians did not define groupings and presented, relatively, the highest values of beta diversity. We interpreted such results as indications that groups with higher dispersal ability (primates and birds) tend to reach, in average, farther localities and, therefore, to define more similar groupings (low beta diversity). Groups with lower dispersal ability (spermatophytes and amphibians) showed the opposite tendency. Although most of the species presented occurrence restricted to few localities, contributing to the low similarity, beta and gamma diversities showed how much the localities are, respectively, different and complementary to each other in terms of species

composition. Such features reinforce and justify, in some way, future conservation initiatives both in local and regional scope.

Key words: complementarity, dispersal ability, rapid survey, biodiversity, conservation, Atlantic Forest, Minas Gerais.

Introduction

Several factors contribute to diversity maintenance in communities and assemblages, and they are usually dependent of scale and interact with ecological, evolutionary and biogeographical processes (Ricklefs 1987, Pineda & Halffter 2004, Gardner et al. 2009). Species diversity in an area can be dimensioned in the alpha, beta and gamma components (Whittaker 1960, 1972). Alpha diversity consists in the diversity of species found in a location or individual habitat (Whittaker 1960), which constitutes the sampling unit that contains an assemblage or community. Gamma diversity is the total species diversity observed in an area, landscape or region that contains a certain set of sampling unities (Whittaker 1960, Tuomisto 2010). Beta diversity, on the other hand, describes how the similarity in species composition between habitats varies in time and/or space (Whittaker 1960, 1972, Koleff et al. 2003, Anderson et al. 2010).

Beta diversity relates the alpha diversity to the gamma diversity (Ricklefs 1987, Anderson et al. 2010), indicating how many species are shared between the habitats and, therefore, the biotic heterogeneity degree of that region (Wilson & Shmida 1984). Beta diversity may be positively associated with the increase of environmental heterogeneity (Soininen et al. 2007a) or present itself independently from it and varying only with space (Hubbel 2001).

Species respond differently to changes in the landscape. Considering this, in relatively more fragmented landscapes with different disturbance levels, species compositions tend to show higher spatial variability (Nekola & White 1999, Soininen et al. 2007a, Arroyo-Rodríguez et al. 2013). That way, regional species richness may be affected by the compositional variation between local communities (Whittaker 1960). Therefore, the lower the similarity in species composition between fragments, the higher the beta diversity value. This degree of compositional dissimilarity between local communities may provide an average of how much they can be complementary among each other (complementarity *sensu*

Colwell & Coddington 1994). Such feature constitutes one of the fundamental principles adopted in conservation plans (Howard et al. 1998, Wiersma & Urban 2005), when seeking to optimize the preservation of the maximum amount of remnants.

Several factors may influence beta diversity, among them the life history of the species and those related to geographical, environmental, historical and evolutionary processes (Soininen et al. 2007a). Those processes normally produce an inverse relationship between species composition similarity and geographical distance (Nekola & White 1999, Hubbel 2001) among sampling units, which may affect directly the beta diversity. This is due to the spatial autocorrelation process of environmental variables, where closer locations tend to be more similar among each other (Legendre 1993), which, by itself, may influence in species communities (Harrison et al. 1992, Jiménez-Valverde et al. 2010). Therefore, a decline of environmental conditions similarity along the space may result in a decline on species compositional similarity (Steinitz et al. 2006). That way, a proportion of shared species between two localities tends to diminish with the increase of geographical distance (Nekola & White 1999, Morlon et al. 2008, Qian 2009a).

Among the biotic factors that influence the beta diversity pattern is the organisms' dispersal ability (Dobrovolski et al. 2011). The decay on similarity with the increase of geographical distance would be relatively higher for organisms that present lower dispersal ability (Soininen et al. 2007b, Qian 2009a, Dobrovolski et al. 2011). In a general and representative way, taxonomic groups of organisms may be categorized in a gradient according to their dispersal abilities. Spermatophytes usually present passive dispersal and are dependent on seed dispersal agents (e.g., Tabarelli & Peres 2002, Almeida-Neto et al. 2008). Among terrestrial vertebrates, birds and mammals show, relatively, higher dispersal ability than amphibians (Qian 2009b, Dobrovolski et al. 2011, Qian & Ricklefs 2012), given that birds are more vagile than mammals (Böhning-Gaese et al. 1998, Qian & Ricklefs 2012).

In disturbed landscapes, fragmentation generates barriers for movement and may limit even more this dispersal ability of organisms and favor the compositional differentiation between fragments (Arroyo-Rodríguez et al. 2013). Contrarily to the groups of organisms with low dispersal ability, groups with high dispersal ability would have bigger chances of (re)colonizing neighbor habitats, keeping viable populations and reducing, that way, the compositional differences between fragments (Soininen et al. 2007a).

In this study we analyzed the beta diversity variation of four groups with different dispersal abilities (spermatophytes, amphibians, birds and primates) in a region with different

fragmentation degrees of the Atlantic Forest hotspot (Myers et al. 2000) in the southern region of Minas Gerais state. Specifically, our questions were: 1- to evaluate what is the relative importance of alpha and beta diversities for gamma diversity; 2- to analyze the variation in composition similarity decay with geographical distance between fragments; and 3- to verify whether beta diversity is higher in groups with lower dispersal capacity.

Expectations for these questions include: (1) the register of rare species, some threatened and even possible geographic distribution expansions for some of them due to the high endemism degree of this biome (Myers et al. 2000) and the fact that this study area has being pointed as priority for scientific investigation and conservation (Drummond et al. 2005). Since studied groups present distinct biologies and requirements, we hope that (2) the similarity in species composition is also different. This result would justify the adoption of different groups for conservation strategies, instead of using approaches that focus on specific groups. Besides, we expect that (3) there is higher similarity between closer localities than between farther ones due to spatial autocorrelation (Legendre 1993, Jiménez-Valverde et al. 2010), especially regarding groups with relatively higher dispersal ability (birds and primates) (Buckley & Jetz 2008, Qian & Ricklefs 2012).

Material and Methods

Study sites

We conducted a rapid survey, simultaneously sampling spermatophytes, birds, amphibians and primates during the same period. These groups were sampled in 16 forest fragments in the southern region of Minas Gerais state, Brazil (Fig. 1; Table 1), covering an area of about 65,000 km². Most of the fragments are inserted in areas listed as priorities for conservation (see green areas on the map; sensu Drummond et al. 2005). Each locality (fragment) was sampled once and during two consecutive days.

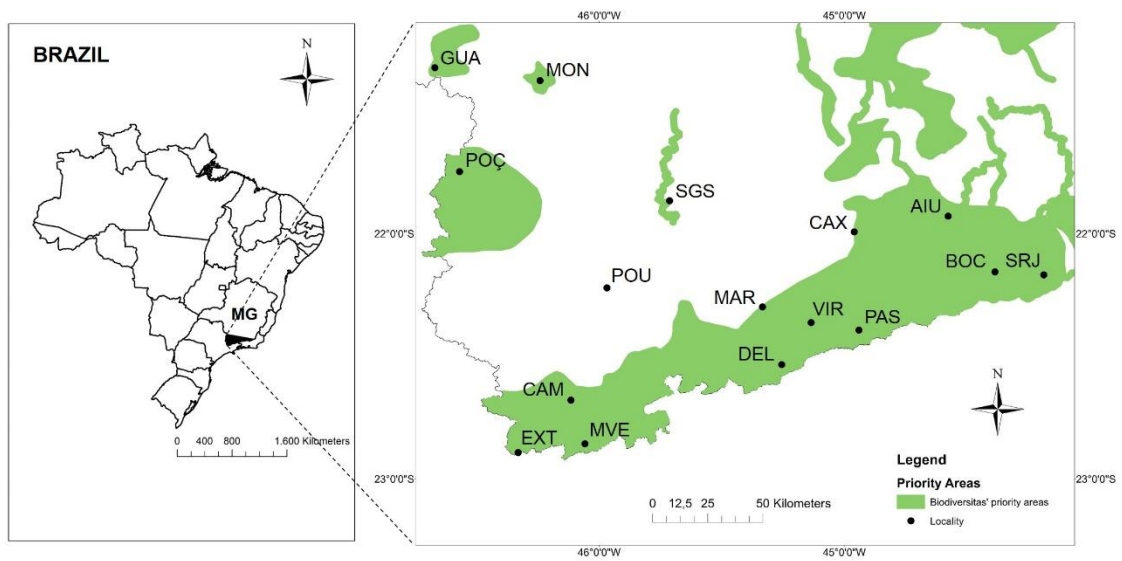


Figure 1: Location of the 16 fragments sampled in southern Minas Gerais (MG), Brazil. Legend: LOCALITY (municipal district): GUA (Guaxupé); MON (Monte Belo); POÇ (Poços de Caldas); POU (Pouso Alegre); SGS (São Gonçalo do Sapucaí); CAM (Camanducaia); MAR (Maria da Fé); CAX (Caxambu); AIU (Aiuruoca); EXT (Extrema); MVE (Monte Verde); DEL (Delfim Moreira); VIR (Virgínia); PAS (Passa Quatro); BOC (Bocaina de Minas); and SRJ (Santa Rita de Jacutinga).

Table 1: Main characteristics of the 16 fragments sampled in southern Minas Gerais state, Brazil (biome sensu Fundação...2008; geographic coordinates; área; altitude) and respective sampling period (month and year). Legend: GUA (Guaxupé); MON (Monte Belo); POÇ (Poços de Caldas); POU (Pouso Alegre); SGS (São Gonçalo do Sapucaí); CAM (Camanducaia); MAR (Maria da Fé); CAX (Caxambu); AIU (Aiuruoca); EXT (Extrema); MVE (Monte Verde); DEL (Delfim Moreira); VIR (Virgínia); PAS (Passa Quatro); BOC (Bocaina de Minas); SRJ (Santa Rita de Jacutinga); SSF (Seasonal Semideciduous Forest); OF (Ombrophile Forest).

Locality	Biome	Longitude (W)	Latitude (S)	Area (ha)	Altitude (m asl)	Month/Year
GUA	SSF	46° 39' 54"	21° 20' 06"	763	1012	Feb./2010
MON	SSF	46° 16' 44"	21° 22' 07"	525	865	Feb./2010
POÇ	SSF	46° 32' 15"	21° 54' 17"	36	1427	Feb./2010
POU	SSF	45° 58' 02"	22° 13' 21"	358	907	Dec./2010
SGS	SSF	45° 36' 40"	21° 52' 40"	25	1016	Feb./2010
CAM	SSF	46° 06' 55"	22° 40' 50"	72	1132	Dec./2010
MAR	SSF	45° 22' 25"	22° 16' 28"	192	1566	Jan./2011
CAX	SSF	44° 57' 46"	21° 59' 39"	176	1037	Jan./2011
AIU	SSF	44° 34' 54"	21° 55' 46"	225	1056	Feb./2011
EXT	OF	46° 19' 25"	22° 53' 41"	4112	1539	Dec./2010
MVE	OF	45° 58' 13"	22° 52' 08"	7143	1585	Dec./2010
DEL	OF	45° 14' 07"	22° 31' 32"	1591	1372	Dec./2010
VIR	OF	45° 09' 45"	22° 19' 16"	2083	1650	Jan./2011
PAS	OF	44° 56' 28"	22° 23' 30"	459	1114	Jan./2011
BOC	OF	44° 22' 57"	22° 09' 22"	41	1263	Feb./2011
SRJ	OF	44° 10' 59"	22° 10' 02"	438	719	Feb./2011

Sampling

We registered the incidence (presence) of species using complementary methods, which potentiate the chances of sampling a greater number of species in short time (Silveira et al. 2010).

For spermatophytes we used the quadrant points method (Cottam & Curtis 1956), establishing 20 points which were 20 m apart from each other along a 400 m transect in the center of the fragment. In each point, all individuals who had diameter at breast height (DBH) ≥ 3 cm were registered. The collected data was identified through comparison with herbarium material and consultations with specialists and specialized literature. Exsiccates were deposited in the herbarium (UALF) of Universidade Federal de Alfenas. The nomenclature followed APG III (Angiosperm... 2009).

For amphibians, we employed visual and audio surveys (Crump & Scott Jr. 1994) limited by time (between 19:00 and 00:00). The search for individuals was directed to

breeding sites, especially water bodies (Scott & Woodward 1994), as well as leaf litter and vegetation along trails and transects made to access the breeding sites. The sampling effort was of 20 hours-man per locality. Some voucher specimens (Auricchio & Salomão 2002) were deposited in the Coleção Herpetológica Alfred Russel Wallace (CHARW) of Universidade Federal de Alfenas.

For birds, we employed two methods (Develey 2003): 1- Audio-visual record per fixed point and use of playback, which consists in the permanence of the observer at one determined point for a pre-set time, where the playback vocalization of the species occurs (Falls 1981). We established three points 200 m apart from each other along transect within the fragment and starting from 100 m from the edge. Each vocalization was reproduced during one minute, followed by three minutes of silence (Boscolo et al. 2006), and this protocol was executed three times. The playlist order and the volume of the reproduced vocalizations were the same throughout the study. Samplings were made between 07:00 and 10:00, totaling six hours-man of observation per locality; and 2- Capture of understory species with ten mist nets (12 m x 2.5 m x 31 mm mesh) installed in series along a 150 m transect inside the forest, 50m distant from the edge. The nets remained armed between 07:00 and 17:00, totaling 200 net-hours effort by location. Each captured individual was identified and subsequently released.

We also used playback for primates' detection, both on the edge and on the fragment's interior, in the period between 08:00 and 16:00. Within the fragment, we reproduced the playback in four different directions. On the border, the vocalizations were reproduced in two directions, each one at 45° from the edge line. Playbacks were ended as soon as a response was obtained. Some occurrences were also recorded through direct visual and auditory contact (Rosales-Meda 2007). We also interviewed landowners and residents near the fragments about the occurrence of species (Waters & Ulloa 2007). This procedure was necessary to verify the occurrence of *Alouatta guariba clamitans*, which usually do not respond well to playback. In Pouso Alegre and Passa Quatro, the presence of primates was also obtained through information regarding management plans of protected areas that were sampled.

Data analysis

In this study we considered the term gamma diversity (γ) as being the total number of registered species on the 16 fragments (regional richness; but see Tuomisto 2010). We

considered the alpha diversity (α) to be the number of species in each fragment (local richness). Beta diversity (β), finally, was defined as the non-directional variation on species composition between the fragments (*sensu* Anderson et al. 2010). We calculated the beta diversity in two ways, using three measures (β_w ; β_{add} ; β_c):

1- Variation on the number of species between localities: we used multiplicative beta diversity (β_w) (Whittaker 1960) and additive beta diversity (β_{add}) (Lande 1996, Crist & Veech 2006) measures. The multiplicative beta diversity is given by the formula [$\beta_w = \gamma / \alpha_{mean}$], where γ is the total number of species for the region and α_{mean} is the local average number of species. β_w indicates “the number of times by which the richness in a region is greater than the average richness in the smaller-scale units” (Anderson et al. 2010). On the other hand, the additive beta diversity is given by the formula [$\beta_{add} = \gamma - \alpha_{mean}$] and it informs the average number of species that are not shared among all the sampling units (Anderson et al. 2010).

2- Variation on the species composition among the localities: beta diversity as a measure of complementarity (β_c). Through paired comparison of species between localities, the proportion of species that occur in only one of those localities is verified in relation to the species total of both combined localities (Colwell & Coddington 1994). The beta diversity values, in this case, may be represented by the inverse of the similarity indexes of species' values (see in the next paragraph), that is, [$\beta_c = 1 - C_j$], where C_j is the similarity index value (Krebs 1999). Thereby, locations with low similarity in the species composition show high beta diversity, and vice-versa. Complementarity values vary from 0 (identical species composition between two localities) to 1 (completely different species composition between two localities) (Colwell & Coddington 1994). We considered the values of average complementarity as significant if [$1 - C_j$] was ≥ 0.5 (50%).

Similarity in species composition was quantified through grouping analysis or cluster (UPGMA) and application of Jaccard's similarity index (C_j) (Magurran 1988), which determines the proportion of species shared between each pair of recombinant localities. For each one of the four taxonomic groups a similarity matrix was created. The matrices and dendrograms were generated by the Program PAST version 1.88 (Hammer et al. 2009). We considered only the locality groupings with $C_j \geq 0.5$ (50%) to be significantly valid (Vasconcelos et al. 2011). In order to verify if there was any correlation between species composition similarity and geodetic geographical distance between the localities, we applied the Mantel test (Legendre & Legendre 2012), whose r values may vary from -1 (strong negative correlation), 0 (not correlation), to +1 (strong positive correlation), in a $p < 0.05$

significance level. The tests were carried out in the program R, version 3.0.1. (R Development... 2013).

As for the frequency of occurrence of species in the 16 localities, we used the following categories (adapted from Dajoz 1983): “frequent” (species with registered presence between nine and 16 locations); “common” (between five and eight locations); and “rare” (between one and four localities). Both the exotic species and the fortuitous recorded species (i.e., outside the standardized sampling methods) were not computed on the data analysis. However, we included them in the general relation of species described in the supplementary material (Tables S1 to S4).

Results

We found 259 species of spermatophytes, 44 of amphibians, 66 of birds and four of primates. Local richness (alpha) concerning each group is described in Table 2. Two exotic species were also registered: the anuran *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) in Delfim Moreira and the primate *Callithrix penicillata* (É. Geoffroy, 1812) in Guaxupé, Caxambu, Aiuruoca, Passa Quatro and Bocaina de Minas. The list of all the species found, as well as their distributions along the 16 fragments and respective frequency of occurrence (FO) can be seen in Tables S1 to S4.

Through the multiplicative beta diversity measure (β_w), we verified that there were 8.3 times more species of spermatophytes, 5.3 times more amphibians, 3.2 times more birds' species and 1.7 times more primate species on the regional scale (γ) than in each locality (α). Through the additive beta diversity measure (β_{add}), we verified that the proportion of species not shared among all localities was of approximately 228 spermatophytes, 36 amphibians, 46 birds and two primate species. The distinction between species composition (β_c) between pairs of locations (percentage of species from a group that occur exclusively in one or another locality of the pair, in average) was high ($1-C_j > 0.50$) for spermatophytes (0.92; range: 0.75-1), amphibians (0.83; range: 0.47-1), birds (0.68; range: 0.42-0.91) and all the groups together (0.83; range: 0.69-0.93), but in primates these values were low (0.47; range: 0-0.75).

Table 2: Local species richness (alpha diversity) of spermatophytes, amphibians, birds, primates and all the groups found in the 16 fragments sampled in southern Minas Gerais state, Brazil. Legend: GUA (Guaxupé); MON (Monte Belo); POÇ (Poços de Caldas); POU (Pouso Alegre); SGS (São Gonçalo do Sapucaí); CAM (Camanducaia); MAR (Maria da Fé); CAX (Caxambu); AIU (Aiuruoca); EXT (Extrema); MVE (Monte Verde); DEL (Delfim Moreira); VIR (Virgínia); PAS (Passa Quatro); BOC (Bocaina de Minas); and SRJ (Santa Rita de Jacutinga).

Locality	Spermatophytes	Amphibians	Birds	Primates	All
GUA	27	6	26	2	61
MON	23	8	21	2	54
POÇ	37	8	23	2	70
POU	28	5	29	4	66
SGS	27	3	20	1	51
CAM	34	6	13	1	54
MAR	22	9	21	2	54
CAX	34	10	14	3	61
AIU	38	7	23	2	70
EXT	39	9	22	3	73
MVE	31	9	19	2	61
DEL	35	15	22	3	75
VIR	36	9	16	2	63
PAS	26	10	23	3	62
BOC	29	9	13	2	54
SRJ	31	11	19	3	64
mean±sd	31.1±5.3	8.4±2.7	20.3±4.5	2.3±0.8	62.1±7.4

As for the frequency of occurrence, most of the species (84.4%) were “rare” when we consider the four groups combined, occurring in only one, two, three or four localities. The same pattern was observed for spermatophytes (93.8%), amphibians (77.3%) and birds (57.6%). However, this feature was inexistent for primates. Rarity rates pointed in this study were also supported by the “frequent” and “common” low species complementary proportion in spermatophytes, amphibians and birds, while primates showed higher proportions of “frequent” and “common” species (Fig. 2).

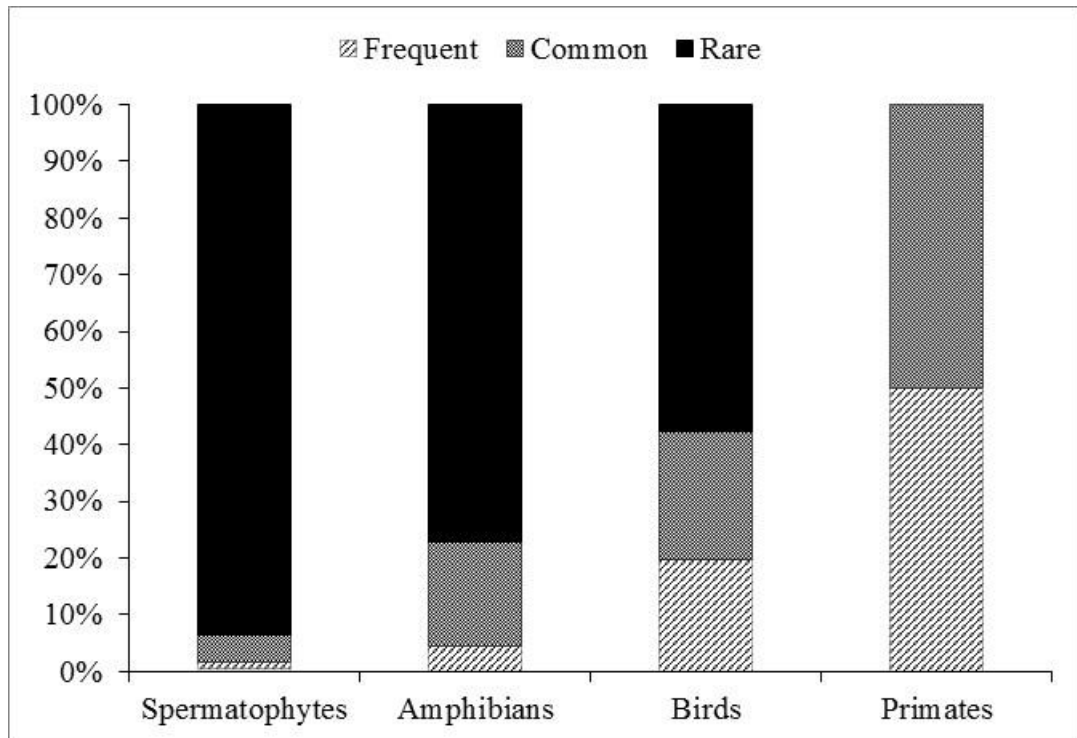


Figure 2: Frequency of occurrence of spermatophytes (n=259), amphibians (n=44), birds (n=66) and primates (n=4) species in the 16 localities sampled in southern Minas Gerais state, Brazil. Frequent (species with registered presence between nine and 16 locations); Common (between five and eight localities); and Rare (between one and four localities).

There was no grouping between localities regarding spermatophytes (Fig. 3A) when it came to the species composition similarity. As for the amphibians (Fig. 3B) there was only the MAR-DEL grouping, with both localities showing the same type of phytophysiognomy (Ombrophilous Forest), but about 117 km apart from each other (Fig. 1). In birds, four groupings of similarity were formed (Fig. 3C). The localities from the groupings POU-MAR and MON-GUA showed the same phytophysiognomy (Seasonal Semideciduous Forest) and are relatively close to each other (about 61 and 40 km, respectively). However, the localities of the groupings EXT-SRJ and MVE-DEL, though presenting the same phytophysiognomy of Ombrophilous Forest, are distant from each other about 235 and 90 km, respectively. The primates grouping (Fig. 3D) was the only one with high composition similarity, forming six locality groupings, with all of them showing the same phytophysiognomy, independently from geographical distance. The only grouping common to birds and primates was MON-GUA. We did not find any grouping when we took into account the four groups conjointly (Fig. 3E). Finally, we did not find any relation between species composition and geographical distance between localities for any of the groups: spermatophytes ($r = 0.03$, $p = 0.35$), amphibians ($r =$

-0.01, $p = 0.5$), birds ($r = -0.006$, $p = 0.49$), primates ($r = 0.14$, $p = 0.072$), and all the four groups together ($r = 0.01$, $p = 0.45$).

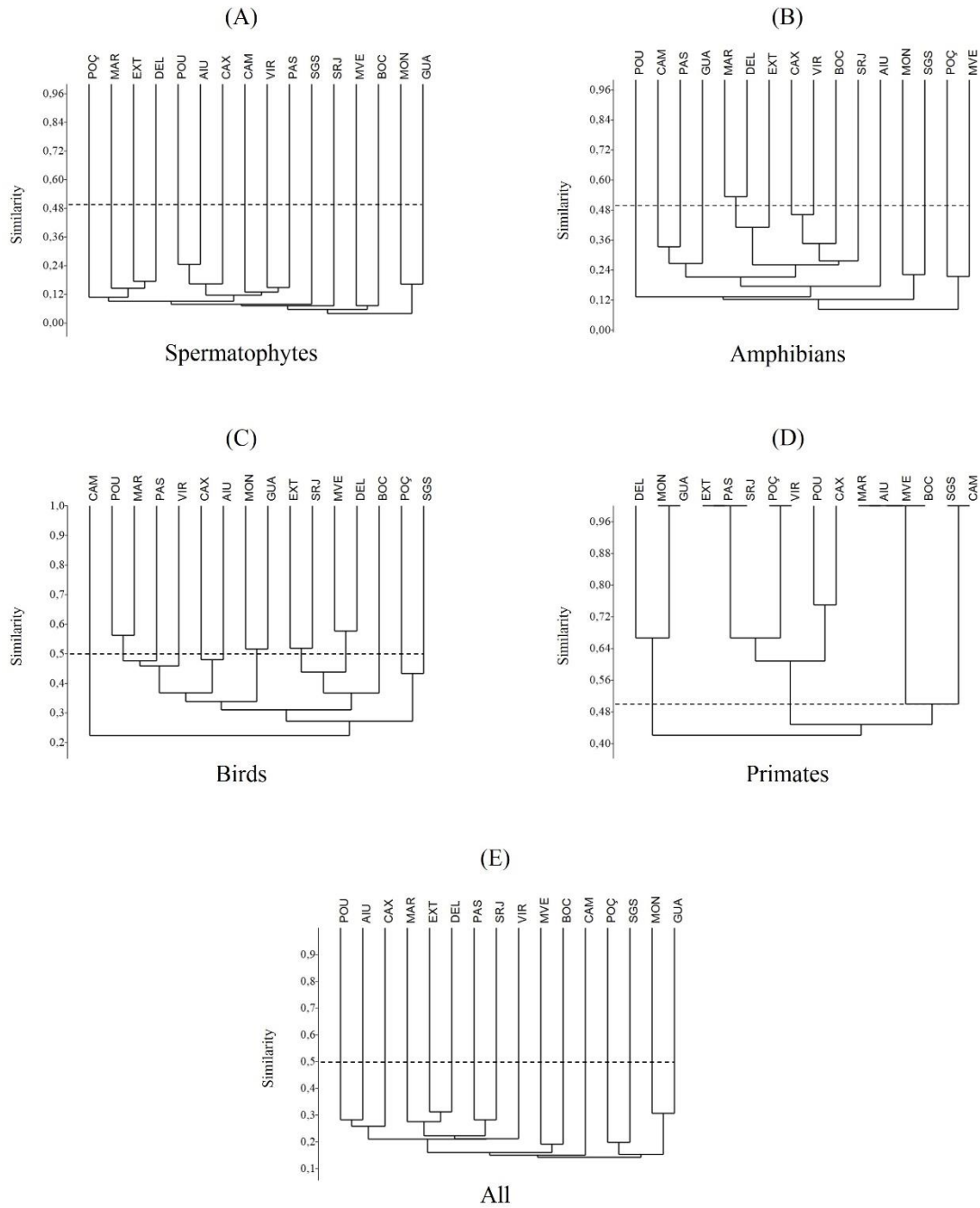


Figure 3: Similarity in species composition of spermatophytes (A), amphibians (B), birds (C), primates (D) and all the groups (E) among the 16 localities sampled in Southern Minas Gerais state, Brazil, based on the Jaccard coefficient of similarity and subsequent Cluster analysis (UPGMA). Legend: GUA (Guaxupé); MON (Monte Belo); POÇ (Poços de Caldas); POU (Pouso Alegre); SGS (São Gonçalo do Sapucaí); CAM (Camanducaia); MAR (Maria da Fé); CAX (Caxambu); AIU (Aiuruoca); EXT (Extrema); MVE (Monte Verde); DEL (Delfim Moreira); VIR (Virgínia); PAS (Passa Quatro); BOC (Bocaina de Minas); and SRJ (Santa Rita de Jacutinga). Obs.: Dashed line (significance level: 0.5 or 50%).

Discussion

The average complementarity values above 50% verified in this study are considered high beta diversity values (low similarity in species composition between localities). The primates were the only group with average complementarity below 50%. Birds, however, were the second group with lower value (68%). Thus, the decreasing gradient of beta diversity observed: spermatophytes (92%) > amphibians (83%) > birds (68%) > primates (48%) reinforces, in a certain manner, the expectation that less wide ranging groups present higher beta diversity.

Alpha diversity was low, as well as the similarity in the species composition between the groups. But beta diversity showed no correlation with geographic distance. Primates, followed by birds, presented a greater tendency to form location groups with species compositions more alike between themselves, though in a way that was independent from geographic distance, as well as the lower beta diversity relative values. On the other hand, spermatophytes and amphibians did not define such similar locality groups and showed relatively the highest values of beta diversity. We interpreted those results as indications that the groups with higher dispersal ability (primates and birds) reached, in average, more distant locations and tend, therefore, to define locality groups with more similar compositions (low beta diversity). In less vagile groups (spermatophytes and amphibians), the low dispersal ability does not favor them in occupying nearest locations, even if the ecological conditions allow it; such groups, thus, present the reverse tendency of not forming locality groups with similar compositions (high beta diversity).

Primates, moreover, were the only group where there were no species with “rare” frequency of occurrence, probably due to the verified low regional richness of only four species. This may have increased the chance of generating locality groupings with similar compositions randomly. By excluding this group because of its exceedingly low species number, it is possible to affirm that beta diversity, whether to spermatophytes, amphibians, birds or all of these groups together, exerted a greater influence on regional diversity (gamma) than local species richness (alpha) (Pineda & Halffter 2004).

The high amount of spermatophyte, amphibians and bird species with “rare” occurrence frequencies in this study is a sign of the low number of species shared between the local communities, especially on the first two groups. Some of these rarities represent, coincidentally, actually less abundant species under some degree of threat (see International...

2013), and their register is important for purposes of conservation on the respective sampled municipalities. The registers of geographical distribution expansions are equally important, as for example, in the case of the amphibian *Ischnocnema holti* (Cochran, 1948) in the locality of Extrema, which extended its range to about 160 km southwest of its typical locality (see Targino & Carvalho-e-Silva 2008, Da Costa et al. 2008).

Exotic species found deserve negative mention due to the impacts they cause. The anuran *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802), originally from North America, is commercially created as a food source. Due to negligence in their containment, they end up escaping and settling in natural environments, where they may cause problems to the native communities (Both et al. 2011, Silva et al. 2011). The locality in which this species was collected constitutes a new register for the Estate of Minas Gerais. The primate *Callithrix penicillata* (É. Geoffroy, 1812), a typical species of the Cerrado biome (Miranda & Faria 2001), was deliberately introduced in Atlantic Forest environments, with the aggravation of being a species with high adaptability and dispersion power, causing several impacts and possibly even hybridizing with native species of this biome (Stevenson & Rylands 1988, Auricchio 1995).

The absence of correlation between the similarity in species composition and the geographical distance suggests that other factors, together, might be necessary to explain the variation on the species composition of each group along the space (Nekola & White 1999, Steinbauer et al. 2012). The decay of similarity with the geographical distance may be influenced by several not mutually exclusive processes, such as 1- spatial and environmental gradients (e.g., Clark et al. 1999, Nekola & White 1999, Oliveira-Filho & Fontes 2000, Carneiro & Valeriano 2003, Steinitz et al. 2006, Soininen et al. 2007b, Legendre et al. 2009); 2- differences in the physiology, in the degree of biological interactions and in the dispersability of the species (Nekola & White 1999, Tuomisto et al. 2003, Gilbert & Lechowicz 2004); 3- barriers imposed by the configuration of the landscape and the influence of weather on species' dispersion (Nekola & White 1999, Hubbel 2001); 4- stochastic processes generated randomly and independently of environmental dissimilarities (Neutral Theory *sensu* Hubbel 2001, Soininen et al. 2007b, Steinbauer et al. 2012); 5- species' tolerance to fragmentation (Arroyo-Rodríguez et al. 2013); 6- scale (spatial extension, resolution; Nekola & White 1999, Steinitz et al. 2006, Soininen et al. 2007b, Arroyo-Rodríguez et al. 2013). Therefore, more accurate analysis involving other variables could yield further explanations regarding the spatial distribution observed in this study.

Groupings of localities with similar compositions, independent from geographical distance, in the groups of birds and primates is another indication that the environment can be a more important factor than the geographical distance in the distribution of species. This result suggests that processes based on niche can be more relevant to explain the distribution of species than neutral processes (Chase & Leibold 2003). Another possibility is insufficient sampling (Lawton et al. 1998, Steinbauer et al. 2012) allied to the differentiated level of detectability of each species (Boulinier et al. 1998), given that the surveys were relatively fast (two days per location). It should be emphasized, however, that this approach is valid, justifiable and used in other projects (e.g., Herzog et al. 2002, Penter et al. 2008, see Young et al. 2003), most often with limiting financial resources.

The absence of groupings of compositional similarity between the localities in spermatophytes and amphibians, and on some groupings formed by birds and primates is related with the beta diversity and the dispersal ability of these groups, although this does not discard other causes. These phenomena are not yet totally known and there are some controversial results (McKnight et al. 2007). Soininen et al. (2007a), for example, when comparing different trophic levels, showed that autotrophs have smaller beta diversity than omnivores and carnivores. This particular result was very different from ours, since the spermatophytes from our study showed the highest beta diversity value among all the other groups, constituted by animals. A possible explanation for these differences was given by the authors themselves (Soininen et al. 2007a): the beta diversity is something very complex and influenced by extrinsic (e.g., landscape structure and environmental variations) and intrinsic factors (e.g., peculiar features of the organisms). Harrison et al. (1992), when researching about gradients of beta diversity in plants, invertebrates and vertebrates in Great Britain, did not support the expectation that bad dispersers have high beta diversity and attributed this to the fact that Britain is spatially limited by the sea. Under such circumstances, the dispersal ability is of little importance and the regional diversity (gamma) will be most affected by the alpha diversity (local richness). This was another result exactly opposite to ours, perhaps precisely because of the continental dimensions of Brazil.

Two other studies with plants had more similar results to those we found with the spermatophytes in this study, that is, high negative correlation between the dispersal ability and the beta diversity. The propagules of pteridophytes are much more wide ranging than the ones of spermatophytes and the first one presented beta diversity inferior to that of the last (Qian 2009a). Arroyo-Rodríguez et al. (2013) discovered two opposite trends as a response to

the fragmentation of Mexican tropical forests: 1) homogenization of plant communities by the loss of rare and forest interior species, and recruitment and dominance of generalist species, decreasing the beta diversity and 2) increase in the distance between forest fragments limiting seed dispersal in parallel with several and distinct impacts in each remnant (e.g., edge effect, fires, etc.) promoting communities with very specific compositions (high beta diversity). The second situation in particular seems to coincide exactly with our data and was verified by Arroyo-Rodríguez et al. (2013) in the areas of most intense fragmentation (greater distance between isolated fragments). This can serve as a negative diagnostic sign of the landscapes we sampled in southern Minas Gerais. Indeed, although some fragments presented visibly better states of preservation than others did, the overall impression we got was that most areas sampled were quite impacted.

Amphibians presented a very similar behavior to the spermatophytes' one, only with slightly inferior beta diversity values and much smaller gamma diversity (regional). Both the low similarity in local communities within this group and the high beta diversity can be explained by the strict environmental requirements (Duellman & Trueb 1994, Werner et al. 2007, Buckley & Jetz 2008), especially the water supply for reproductive purposes, the higher temperatures due to ectothermy (Buckley & Jetz 2008, Qian 2009b) and also for being classically considered animals with low dispersal ability (Qian 2009b, Dobrovolski et al. 2011, Qian & Ricklefs 2012). When compared to mammals and birds, amphibians always show higher beta diversity (see Buckley & Jetz 2008, Qian 2009b, Dobrovolski et al. 2011, Qian & Ricklefs 2012). The same was observed for reptiles, an equally ectothermic and little vagile group (see Qian 2009b, Qian & Ricklefs 2012). Amphibians confirm that trend so much that, when compared to birds, they may even show turnover values four times higher than those of that second group (Buckley & Jetz 2008). This ratio is also observed in a contrary manner relative to the median size of the geographic distributions of these two groups. In general, birds have occurrence areas four times bigger than amphibians', a clear sign of the greater dispersal ability of these animals, made possible by flight. The relationship between these two groups is so outstanding that the amphibians' turnover has been proved to be a better predictor for the birds' turnover than the environmental variables (Buckley & Jetz 2008).

These results and the ones obtained in the present study reinforce the notion of the amphibians as a group that is extremely sensitive to environmental changes and that, therefore, is an excellent bioindicator. It is necessary, however, to beware of generalizations.

There are internal variations amongst the amphibians and even the hypothesis that they are more susceptible to structure their communities in metapopulations due to the low dispersal ability is rarely tested. In some estimates, distances between 8-9 and 11-13 km did not isolate, respectively, some species of salamanders and anurans as one would expect (Smith & Green 2005).

That same internal variation is also valid for birds and mammals. No all must respond equally to the expectation of low beta diversity regarding the high dispersal ability. According to Böhning-Gaese et al. (1998), the long-distance migratory birds, for example, did not show greater geographical distributions than non-migratory, short-distance migratory birds or even nonvolant mammals. Buckley & Jetz (2008) observed that some birds with more restrict geographical distributions showed turnover equivalent to amphibians'. Contrary to our results, Dobrovolski et al. (2011) found birds' beta diversity to be lower than mammals', but in this study the mammals were represented only by primates and, moreover, only by four species. There are, however, some agreements even among such diverse groups. Birds and mammals from the New World presented high beta diversity related to high altitudes (Melo et al. 2009). Moreover, New World's amphibians, birds and mammals showed high agreement areas among themselves in places of greater beta diversity. In areas with lower beta diversity, little overlap was observed (McKnight et al. 2007).

There is an apparent contradiction between not detecting relationship among beta diversity and geographic distance, but we verified that relationship trends between beta diversity and dispersal ability could be easily explained. Organisms rarely or never move in an idealized straight line but in trajectories of variable directions. Thus, it is possible not to find a relationship with geographic distance, a linear measure, but with the dispersal ability, which is much closer to the real dispersal modes of most organisms. When geographical distance does not show the expected explanatory power, it is likely that different degrees of specialization or non-linear relationships between species composition and geographic space are masking the signal of geographic distance (Jiménez-Valverde et al. 2010). Furthermore, processes based both on dispersion and niche can determine patterns of similarity in species composition (Qian & Ricklefs 2012). When the number of studies using this approach become more frequent, perhaps we will visualize the dominant patterns or, at least, get a better understanding of the interactions between the different causes.

Acknowledgments

This project was funded by the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG, Program BIOTA MINAS, #APQ 03549-09, Project “Inventory and Establishment of Collections from the Aquatic and Terrestrial Biodiversity of Southern Minas Gerais”). We are grateful to Ana C. Monteiro-Leonel, Dérik F. F. Rosa, Diego G. S. Pereira, Carina S. Barbosa, Mainara X. Jordani, Raiane F. Marques, Renato A. J. Gaiga and Rodolph C. Loyola for the support in fieldwork; Maria J. dos S. Wisniewski, Michel V. Garey, Renato N. Feio e Renato S. Bérnils for the useful suggestions in the previous version of this manuscript; and to Alessandra Ribeiro for help with English version. We are also thankful to the landowners for the access permission to the fragments and to the managers and employees of the Floresta Nacional de Passa Quatro (ICMBio), Parque Municipal de Pouso Alegre (IEF) and Instituto Sul Mineiro de Estudos e Conservação da Natureza (ISMECN). We especially thank Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG) for the logistic support; CAPES for the granted master’s scholarship (#1144826); and Instituto Chico Mendes (ICMBio) for the emitted collection license (#10704-1).

References

- Almeida-Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., Oliveira-Filho, A. (2008): Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography* 17:503-513.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., Swenson, N.G. (2010): Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 2010:1-16.
- Angiosperm Phylogeny Group - APG III (2009): An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of Linnean Society* 161:105-121.
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F.P.L., Santos, B.A., Tabarelli, M., Chazdon, R. (2013): Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology* 101:1449-1458.

Auricchio, P. (1995): Primatas do Brasil. Terra Brasilis, São Paulo.

Auricchio, P., Salomão, M.G. (eds.) (2002): Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos. Instituto Pau Brasil de História Natural, Arujá.

Böhning-Gaese, K., González-Guzmán, L.I., Brown, J.H. (1998): Constraints on dispersal and the evolution of the avifauna of the Northern Hemisphere. *Evolutionary Ecology* (12):767-783.

Boscolo D. Metzger, J.P., Vielliard, J.M.E. (2006): Efficiency of playback for assessing the occurrence of five birds species in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 78:629-644.

Both, C., Lingnau, R., Santos-Jr., A., Madalozzo, B., Lima, L.P., Grant, T. (2011): Widespread occurrence of the american bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae). *South American Journal of Herpetology* 6(2):127-134.

Boulinier, T., Nichols, J.D., Sauer, J.R., Hines, J.E., Pollock, K.H. (1998): Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79(3):1018-1028.

Buckley, L.B., Jetz, W. (2008): Linking global turnover of species and environments. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105:17836-17841.

Carneiro, J.S., Valeriano, D.M. (2003): Padrão espacial da diversidade beta da Mata Atlântica: Uma análise da distribuição da biodiversidade em banco de dados geográficos. *Anais XI SBSR, INPE, Belo Horizonte*, p. 629-636.

Chase, J.M., Leibold, M.A. (2003): *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. University Chicago Press, Chicago.

Clark, D.B., Palmer, M.W., Clark, D.A. (1999): Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology* 80(8):2662-2675.

Colwell, R.K., Coddington, J.A. (1994): Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London B* 345:101-118.

Crist, T.O., Veech, J.A. (2006): Additive partitioning of rarefaction curves and species-area relationships: unifying α , β and γ diversity with sample size and habitat area. *Ecology Letters* 9:923-932.

Crump, M.L., Scott Jr., N.J. (1994): Standart techniques for inventory and monitoring: visual encounter surveys. pp. 84-92. In Heyer, W.R, Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.A.C., Foster, M.S., *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Washington.

Cottam, G., Curtis, J.T. (1956): The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37(3):451-460.

Da Costa, P.N., Carvalho-e-Silva, S.P.de., Carvalho-e-Silva, A.M.P.T.de., Weber, L. N. (2008): Amphibia, Anura, Brachycephalidae, *Ischnocnema holti*: Distribution extension. Check List 4(3):232-233.

Dajoz, R. (1983): Ecologia geral. 4 ed. Vozes, Petrópolis.

Develey, P. (2003): Métodos com estudos com aves. pp. 153–179. In Cullen, L., Rudran, R., Valladares-Padua, C., Métodos de estudos em Biologia da Conservação & Manejo da vida Silvestre. UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba.

Dobrovolski, R., Melo, A.S., Cassemiro, F.A.S., Diniz-Filho, J.A.F. (2011): Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*: 1-7.

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.

Duellman, W.E., Trueb, L. (1994): Biology of amphibians. McGraw-Hill, Baltimore.

Falls, J.B. (1981): Mapping territories with playback: an accurate census method for songbirds. *Studies in Avian Biology* 6:86-91.

Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (2008): Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 2000-2005. São Paulo. <<http://www.sosma.org.br>, accessed at: 2012.12.10>.

Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres, C.A., Sodhi, N.S. (2009): Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12:561-582.

Gilbert, B., Lechowicz, M.J. (2004): Neutrality, niches and dispersal in a temperate forest understory. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 101:7651-7656.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2009): PAST – Palaentological Statistics, ver. 1.88.

Harrison, S., Ross, S.J., Lawton, J.H. (1992): Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61(1):151-158.

Herzog, S.K., Kessler, M., Cahill, T.M. (2002): Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *The Auk* 119(3):749-769.

Howard, P.C., Viskanic, P., Davenport, T.R.B., Kigenyi, F.W., Baltzer, M., Dickinson, C.J., Lwanga, J.S., Matthews, R.A., Balmford, A. (1998): Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394(33):472-475.

Hubbel, S.P. (2001): The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University, Princeton.

International Union for Conservation of Nature – IUCN (2013): IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <<http://www.iucnredlist.org>, accessed at: 2013.09.25>.

Jiménez-Valverde, A., Baselga, A., Melic, A., Txasko, N. (2010): Climate and regional beta-diversity gradients in spiders: dispersal capacity has nothing to say? *Insect Conservation and Diversity* 3:51-60.

Koleff, P., Gaston, K.J., Lennon, J.J. (2003): Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology* 72:367-382.

Krebs, C.J. (1999): *Ecological Methodology*. Addison Wesley Educational Publishers, Menlo Park.

Lande, R. (1996): Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76:5-13.

Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S., Watt, A.D. (1998): Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391:72-76.

Legendre, P. (1993): Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm? *Ecology* 74:1659-1673.

Legendre, P., Mi, X., Ren, H., Ma, K., Yu, M., Sun, I-F., He, F. (2009). Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. *Ecology* 90(3):663-674.

Legendre, P., Legendre, L. (2012): *Numerical ecology*. Elsevier Limited, Oxford.

Magurran, A.E. (1988): *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University, New Jersey.

McKnight, M.W., White, P.S., McDonald, R.I., Lamoreux, J.F., Sechrest, W., Ridgely, R.S., Stuart, S.N. (2007): Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *PLOS Biology* 5(10):2424-2432.

Melo, A.S., Rangel, T.F.L.V., Diniz-Filho, J.A.F. (2009): Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. *Ecography* 32:226-236.

Miranda, G.H.B. de, Faria, D.S. de. (2001): Ecological aspects of black-pincelled marmoset (*Callithrix penicillata*) in the cerrado and dense cerrado of the Brazilian Central Plateau. *Brazilian Journal of Biology* 61(3):397-404.

Morlon, H., Chuyong, G., Condit, R., Hubbel, S., Kenfack, D., Thomas, D., Valencia, R., Green, J.L. (2008): A general framework for the distance-decay of similarity in ecological communities. *Ecology Letters* 11(9):904-917.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nekola, J.C., White, P.S. (1999): The Distance Decay of Similarity in Biogeography and Ecology. *Journal of Biogeography* 26(4):867-878.
- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, A.L. (2000): Pattern of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b):793-810.
- Penter, C., Pedó, E., Fabián, M.E., Hartz, S.M. (2008): Inventário Rápido da Fauna de Mamíferos do Morro Santana, Porto Alegre, RS. *Revista Brasileira de Biociências* 6(1):117-125.
- Pineda, E., Halffter, G. (2004): Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117:499-508.
- Qian, H. (2009a): Beta diversity in relation to dispersal ability for vascular plants in North America. *Global Ecology and Biogeography* 18:327-332.
- Qian, H. (2009b): Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. *Journal of Systematics and Evolution* 47(5):509-514.
- Qian, H., Ricklefs, R.E. (2012): Disentangling the effects of geographic distance and environmental dissimilarity on global patterns of species turnover. *Global Ecology and Biogeography* 21:341-351.
- R Development Core Team (2013): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<http://www.R-project.org>>, accessed at: 2013.07.10>.
- Ricklefs, R.E. (1987): Community Diversity: Relative Roles of Local and Regional Processes. *Science* 235:167-171.
- Rosales-Meda, M.M. (2007): Caracterización de la población del mono aullador (*Alouatta palliata*) em el Refugio Nacional de Vida Silvestre Isla San Lucas, Costa Rica. *Neotropical Primates*. 14(3):122-127.
- Scott, N.J., Woodward, B.D. (1994): Standard techniques for inventory and monitoring: surveys at breeding sites. pp. 118-125. In Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.A.L., Foster, M.S. (eds.), *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Silva, E.T., Ribeiro Filho, O.P., Feio, R.N. (2011): Predation of native anurans by invasive bullfrogs in Southeastern Brazil: Spatial variation and effect of microhabitat use by prey. *South American Journal of Herpetology* 6(1):1-10.

- Silveira, L.F., Beisiegel, B.M., Curcio, F.F., Valdujo, P.H., Dixo, M., Verdade, V. K., Mattox, G.M.T., Cunningham, P.T.M. (2010): What Use Do Fauna Inventories Serve? *Estudos Avançados*. 24(68):173-207.
- Smith, M.A., Green, D.M. (2005): Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28:110-128.
- Soininen, J., Lennon, J.J., Hillebrand, H. (2007a): A Multivariate Analysis of Beta Diversity across Organisms and Environments. *Ecology* 88(11):2830-2838.
- Soininen, J., McDonald, R., Hillebrand, H. (2007b): The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* 30:3-12.
- Steinbauer, M.J., Dolos, K., Reineking, B., Beierkuhnlein, C. (2012): Current measures for distance decay in similarity of species composition are influenced by study extent and grain size. *Global Ecology and Biogeography* 21:1203-1212.
- Steinitz, O., Heller, J., Tsoar, A., Rotem, D., Kadmon, R. (2006): Environment, dispersal and patterns of species similarity. *Journal of Biogeography* 33:1044-1054.
- Stevenson, M.F., Rylands, A.B. (1988): The marmosets genus. pp. 131-223. In Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Coimbra-Filho, A.F., Fonseca, G.A.B. (eds.), *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*. World Wildlife Foundation, Washington.
- Tabarelli, M., Peres, C.A. (2002): Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106:165-176.
- Targino, M., Carvalho-e-Silva, S.P.de. (2008): Redescrção de *Ischnocnema holti* (Amphibia: Anura: Brachycephalidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 25(4):716-723.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Yli-Halla, M. (2003): Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299:241-244.
- Tuomisto, H. (2010): A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia* 164:853-860.
- Vasconcelos, T.S., Santos, T.G., Rossa-Feres, D.C., Haddad, C.F.B. (2011): Spatial and temporal distribution of tadpole assemblages (Amphibia, Anura) in a seasonal dry tropical Forest of southeastern Brazil. *Hydrobiologia*. 673:93-104.
- Waters, S.S., Ulloa, O. (2007): Preliminary survey on the current distribution of primates in Belize. *Neotropical Primates*. 14(2):80-82.
- Werner, E.E., Skelly, D.K., Relyea, R.A., Yurewicz, K.L. (2007): Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos* 116:1697-1712.

Whittaker, R.H. (1960): Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30:279-338.

Whittaker, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.

Wiersma, Y.E., Urban, D.L. (2005): Beta diversity and nature reserve design in the Yukon, Canada. *Conservation Biology* 19:1262-1272.

Wilson, M.V., Shmida, A. (1984): Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology* 72:1055-1064.

Young, B., Sedaghatkish, G., Roca, R. (2003): Levantamentos de fauna. In Sayre, R., Roca, E., Sedaghatkish, G., Young, B., Keel, S., Roca, R., Sheppard, S. (ogs.), *Natureza em Foco: Avaliação Ecológica Rápida*. The Nature Conservancy, Arlington.

Supplementary Material

Table S1: Species of spermatophytes recorded in the 16 localities sampled in Southern Minas Gerais state, Brazil, and their respective frequency of occurrence (FO): R (Rare); C (Common); and F (Frequent). Legend: GUA (Guaxupé); MON (Monte Belo); POÇ (Poços de Caldas); POU (Pouso Alegre); SGS (São Gonçalo do Sapucaí); CAM (Camanducaia); MAR (Maria da Fé); CAX (Caxambu); AIU (Aiuruoca); EXT (Extrema); MVE (Monte Verde); DEL (Delfim Moreira); VIR (Virgínia); PAS (Passa Quatro); BOC (Bocaina de Minas); and SRJ (Santa Rita de Jacutinga).

FAMILY <i>Species</i>	Spermatophytes																Totals	FO
	Localities																	
	GUA	MON	POÇ	POU	SGS	CAM	MAR	CAX	AIU	EXT	MVE	DEL	VIR	PAS	BOC	SRJ		
ANARCADIACEAE																		
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	x					x					x						3	R
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi					x												1	R
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.			x	x				x	x								4	R
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D. Mitch.				x		x		x	x								4	R
ANNONACEAE																		
<i>Annona cacans</i> (R.E. Fr.) H. Rainer						x				x							2	R
<i>Annona sericea</i> Dunal										x		x					2	R
<i>Annona</i> sp.						x						x	x				3	R
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	x				x	x											3	R
<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.								x									1	R
<i>Guatteria</i> sp.						x											1	R
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.			x		x							x		x			4	R
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.									x								1	R
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.								x									2	R
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.																x	1	R
APOCYNACEAE																		
<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.			x														1	R

<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.		x		x	x			3	R	
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll. Arg							x	1	R	
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	x							1	R	
<i>Tabernaemontana</i> sp.				x				1	R	
AQUIFOLIACEAE										
<i>Ilex cerasifolia</i> Loes.		x		x				2	R	
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek							x	1	R	
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	x						x	2	R	
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek			x	x				2	R	
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek							x	1	R	
ARALIACEAE										
<i>Aralia excelsa</i> (Griseb.) J. Wen	x							1	R	
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi						x		1	R	
<i>Schefflera</i> sp.							x	1	R	
ARAUCARIACEAE										
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) O. Kuntze						x		1	R	
ARECACEAE										
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.		x						1	R	
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	x							1	R	
ASTERACEAE										
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pers.					x			1	R	
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish							x	1	R	
<i>Eremanthus</i> sp.							x	1	R	
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.		x		x		x		3	R	
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker							x	1	R	
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker		x						1	R	
BIGNONIACEAE										
<i>Handroanthus catarinenses</i> (A.H. Gentry) S. O. Grose					x			1	R	
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.							x	x	2	R
BORAGINACEAE										

<i>Cordia sellowiana</i> Cham.								x		1	R	
<i>Cordia</i> sp.									x	1	R	
BURSERACEAE												
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand										x	1	R
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.								x		1	R	
<i>Protium widgrenii</i> Engl.		x					x			2	R	
CARICACEAE												
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.		x								1	R	
CELASTRACEAE												
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek									x	1	R	
<i>Maytenus robusta</i> Reissek									x	1	R	
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek								x		1	R	
<i>Maytenus</i> sp.									x	x	2	R
CLETHRACEAE												
<i>Clethra scabra</i> Pers.									x	2	R	
CONNARACEAE												
<i>Connarus regnellii</i> G. Schellenb.		x		x					x	3	R	
DICKSONIACEAE												
<i>Dicksonia sellowiana</i> Sodiro									x	1	R	
ELAEOCARPACEAE												
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.								x		x	4	R
EUPHORBIACEAE												
<i>Alchornea castaneifolia</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) A. Juss.									x	1	R	
<i>Alchornea</i> cf. <i>triplinervia</i>									x	x	2	R
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.		x	x		x				x	4	R	
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.										x	1	R
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.									x	2	R	
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill										x	1	R
<i>Croton floribundus</i> Spreng.		x			x	x			x	5	C	
<i>Croton organensis</i> Baill.									x	x	2	R

<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.										x	2	R		
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.										x	1	R		
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong									x	x	2	R		
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	x			x	x		x				4	R		
<i>Sebastiania serrata</i> (Baill. ex Müll. Arg.) Müll. Arg.				x							1	R		
FABACEAE														
<i>Anadenanthera</i> sp.											x	1	R	
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.				x			x			x	3	R		
<i>Bauhinia forficata</i> Link				x							1	R		
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.							x				1	R		
<i>Bauhinia</i> sp.				x							1	R		
<i>Copaifera langsдорffii</i> Desf.							x	x		x	x	4	R	
<i>Copaifera</i> sp.										x	1	R		
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton										x	1	R		
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.					x	x	x		x	x	x	x	9	F
<i>Diploptropis ferrugínea</i> Benth.				x							1	R		
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	x	x									2	R		
<i>Hymenaea courbaril</i> L.										x	1	R		
<i>Inga vera</i> Willd.				x							1	R		
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel										x	1	R		
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld				x	x						2	R		
<i>Machaerium villosum</i> Vogel				x		x	x	x		x	6	C		
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.				x							1	R		
<i>Ormosia fastigiata</i> Tul.										x	1	R		
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	x			x	x			x		x	5	C		
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.				x							1	R		
<i>Pseudopiptadenia</i> sp.										x	1	R		
<i>Pterocarpus rohri</i> Vahl										x	1	R		
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton					x						1	R		
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby								x			1	R		

<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.									x	1	R		
<i>Swartzia flaemingii</i> Raddi									x	1	R		
<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm.				x						1	R		
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly						x				1	R		
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H. Rob.						x				1	R		
<i>Vernonanthura</i> sp.		x		x				x		3	R		
HUMIRIACEAE													
<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.										x	1	R	
HYPERICACEAE													
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.						x					1	R	
<i>Vismia magnoliifolia</i> Schltld. & Cham.									x		1	R	
<i>Vismia</i> sp.										x	1	R	
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke										x	2	R	
LACISTEMATACEAE													
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat										x	1	R	
LAMIACEAE													
<i>Vitex polygama</i> Cham.		x									x	3	R
LAURACEAE													
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart. ex Nees) Mez									x		1	R	
<i>Aniba</i> sp.									x		1	R	
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.										x	1	R	
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.										x	1	R	
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	x	x			x		x	x	x	x	7	C	
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	x									x	x	3	R
<i>Endlicheria verticillata</i> Mez											x	1	R
<i>Lauraceae</i> sp1.											x	1	R
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.			x	x		x		x	x	x		7	C
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez											x	1	R
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez											x	1	R
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez											x	4	R

<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	x					x					2	R
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez		x		x						x	3	R
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.) Mez								x	x		2	R
<i>Ocotea odorifera</i> Rohwer		x				x					2	R
<i>Ocotea</i> sp.							x				1	R
<i>Persea rufotomentosa</i> Nees & C. Mart.										x	1	R
MALVACEAE												
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna				x							1	R
<i>Luehea candicans</i> Mart.						x					1	R
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.			x								1	R
MELASTOMATACEAE												
<i>Leandra scabra</i> DC.				x	x						2	R
<i>Leandra</i> sp.					x	x				x	3	R
<i>Miconia castaneifolia</i> Naudin								x		x	2	R
<i>Miconia cf. petropolitana</i> Cogn.											1	R
<i>Miconia chartacea</i> Triana					x	x		x			4	R
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.									x		1	R
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	x		x	x			x				5	C
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin									x		1	R
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin									x	x	2	R
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin					x			x			3	R
<i>Miconia</i> sp.					x			x		x	6	C
<i>Miconia tristes</i> Spring						x					1	R
<i>Miconia urophylla</i> DC.						x				x	2	R
<i>Miconia willdenowii</i> Klotzsch ex Naudin								x			1	R
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	x									x	2	R
<i>Tibouchina fissinervia</i> Cogn.				x							1	R
<i>Tibouchina fothergillae</i> (DC.) Cogn.								x			1	R
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.						x					1	R
<i>Tibouchina</i> sp.										x	1	R

MELIACEAE

<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.			x		x			x	x			x	5	C
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.					x								1	R
<i>Trichilia catiguá</i> A. Juss.	x	x										x	3	R
<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	x	x											2	R
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	x	x											2	R
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	x				x								2	R

MONIMINIACEAE

<i>Macropelus dentatus</i> (Perkins) I. Santos & Peixoto													x	1	R
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins					x								x	2	R
<i>Mollinedia</i> sp.													x	1	R
<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.					x									1	R

MORACEAE

<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.													x	1	R
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.					x									2	R
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burg., Lanj. & Wess. Boer	x				x				x				x	5	C

MYRTACEAE

<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg														x	2	R	
<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng.														x	1	R	
<i>Calyptranthes clusiifolia</i> (Miq.) O. Berg													x		4	R	
<i>Calyptranthes</i> sp.	x												x		2	R	
<i>Calyptranthes widgreniana</i> O. Berg													x	x	2	R	
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg														x	1	R	
<i>Campomanesia sessiliflora</i> (O. Berg) Mattos														x	1	R	
<i>Campomanesia</i> sp.														x	2	R	
<i>Eugenia acutata</i> Miq.														x	3	R	
<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand														x	1	R	
<i>Eugenia florida</i> DC.														x	1	R	
<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand														x	1	R	
<i>Eugenia sonderiana</i> O. Berg														x	x	4	R

<i>Eugenia</i> sp.										x	x		x	3	R
<i>Marlierea laevigata</i> (DC.) Kiaersk.														1	R
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.														1	R
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel														1	R
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg														1	R
<i>Myrceugenia</i> sp.														1	R
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.														2	R
<i>Myrcia hebepetala</i> DC.														1	R
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	x													1	R
<i>Myrcia obovata</i> (O. Berg) Nied.														1	R
<i>Myrcia perforata</i> O. Berg														1	R
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.														1	R
<i>Myrcia</i> sp.														3	R
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	x	x	x	x	x	x	x							10	F
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum														2	R
<i>Psidium</i> sp.														1	R
<i>Psidium rufum</i> DC.	x													1	R
<i>Psidium</i> sp.														2	R
<i>Siphoneugena densiflora</i> O. Berg														3	R
<i>Siphoneugena reitzii</i> D. Legrand														3	R
<i>Siphoneugena widgreniana</i> O. Berg														1	R
NYCTAGINACEAE															
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz														3	R
<i>Guapira</i> sp.														1	R
OCHNACEAE															
<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.														1	R
OLEACEAE															
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S. Green														1	R
<i>Chionanthus</i> sp.														1	R
OPILIACEAE															

<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	x												1	R			
PENTAPHYLACACEAE																	
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.												x	1	R			
PHYLLANTHACEAE																	
<i>Hyeronima alchornioides</i> Allemão												x	1	R			
PHYTOLACCACEAE																	
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms		x											x	2	R		
PRIMULACEAE																	
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.													x	1	R		
<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.			x										x	x	3	R	
<i>Myrsine</i> sp.														x	2	R	
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	x	x					x	x	x				x		6	C	
PROTEACEAE																	
<i>Euplassa rufa</i> (Loes.) Sleumer														x	1	R	
<i>Roupala meisneri</i> Sleumer														x	1	R	
<i>Roupala montana</i> Aubl.														x	1	R	
RHAMNACEAE																	
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	x														1	R	
ROSACEAE																	
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	x			x	x	x			x	x				x	7	C	
RUBIACEAE																	
<i>Alseis</i> sp.	x	x													2	R	
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.				x		x	x	x	x				x		x	7	C
<i>Chomelia sericea</i> Müll. Arg.													x		1	R	
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze				x			x		x						3	R	
<i>Cordia</i> sp.														x	1	R	
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg.														x	1	R	
<i>Coussarea</i> sp.															x	1	R
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.		x			x										2	R	
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	x							x							2	R	

<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	x																	x	2	R	
SOLANACEAE																					
<i>Aureliana velutina</i> Sendtn.																				1	R
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.																				2	R
<i>Solanum</i> sp.																				2	R
STYRACACEAE																					
<i>Styrax latifolius</i> Pohl																				1	R
SYMPLOCACEAE																					
<i>Symplocos celastrina</i> Mart. ex Miq.																				2	R
<i>Symplocos insignis</i> Brade, A.																				1	R
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.																				1	R
THEACEAE																					
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski																				1	R
THYMELAEACEAE																					
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling																				1	R
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.																				1	R
URTICACEAE																					
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.																				1	R
<i>Cecropia</i> sp.																				1	R
<i>Urera bacifera</i> (L.) Gaudich.																				2	R
VOCHYSIACEAE																					
<i>Qualea cryptantha</i> (Spreng.) Warm.																				1	R
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.																				1	R
<i>Vochysia grandis</i> Mart.																				1	R
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.																				4	R
WINTERACEAE																					
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers																				2	R
Totals	27	23	37	28	27	34	22	34	38	39	31	35	36	26	29	31					

Table S2: Species of amphibians recorded in the 16 localities sampled in Southern Minas Gerais state, Brazil, and their respective frequency of occurrence (FO): R (Rare); C (Common); and F (Frequent). Legend: GUA (Guaxupé); MON (Monte Belo); POÇ (Poços de Caldas); POU (Pouso Alegre); SGS (São Gonçalo do Sapucaí); CAM (Camanducaia); MAR (Maria da Fé); CAX (Caxambu); AIU (Aiuruoca); EXT (Extrema); MVE (Monte Verde); DEL (Delfim Moreira); VIR (Virgínia); PAS (Passa Quatro); BOC (Bocaina de Minas); and SRJ (Santa Rita de Jacutinga). (**) Exotic and invasive species.

FAMILY <i>Species</i>	Localities																Totals	FO
	GUA	MON	POÇ	POU	SGS	CAM	MAR	CAX	AIU	EXT	MVE	DEL	VIR	PAS	BOC	SRJ		
BRACHYCEPHALIDAE																		
<i>Ischnocnema guentheri</i> (Steindachner, 1864)		x			x		x			x	x	x			x		7	C
<i>Ischnocnema holti</i> (Cochran, 1948)										x							1	R
<i>Ischnocnema parva</i> (Girard, 1853)											x						1	R
BUFONIDAE																		
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)			x	x			x	x		x	x	x	x	x	x	x	11	F
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)		x			x												2	R
<i>Rhinella rubescens</i> (Lutz, 1925)			x						x								2	R
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)		x															1	R
CRAUGASTORIDAE																		
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)		x														x	2	R
CYCLORAMPHIDAE																		
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)												x					1	R
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1824)							x			x		x					3	R
<i>Proceratophrys appendiculata</i> (Günther, 1873)															x		1	R
HYLIDAE																		
<i>Aplastodiscus arildae</i> (Cruz and Peixoto, 1985)															x		1	R
<i>Aplastodiscus leucopygius</i> (Cruz & Peixoto, 1985 "1984")								x		x		x					3	R
<i>Aplastodiscus perviridis</i> A. Lutz in B. Lutz, 1950			x									x					2	R
<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1871)						x						x			x		3	R

<i>Bokermannohyla luctuosa</i> (Pombal & Haddad, 1993)	x				x		x					x			4	R
<i>Bokermannohyla vulcaniae</i> De Vasconcelos & Giaretta, 2005			x												1	R
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)												x		x	2	R
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)												x	x		2	R
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)		x		x		x		x		x	x	x	x		8	C
<i>Dendropsophus rubicundulus</i> (Reinhardt and Lütken, 1862)	x			x								x			4	R
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)						x							x		2	R
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	x	x			x	x	x					x	x	x	8	C
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	x			x	x	x						x	x	x	7	C
<i>Hypsiboas semilineatus</i> (Spix, 1824)														x	1	R
<i>Hypsiboas lundii</i> (Burmeister, 1856)															1	R
<i>Hypsiboas pardalis</i> (Spix, 1824)														x	1	R
<i>Hypsiboas polytaeniatus</i> (Cope, 1870"1869")	x	x				x	x	x	x			x	x	x	10	F
<i>Hypsiboas prasinus</i> (Burmeister, 1856)												x			1	R
<i>Phasmahyla cochranæ</i> (Bokermann, 1966)														x	1	R
<i>Scinax crospedospilus</i> (A. Lutz, 1925)														x	2	R
<i>Scinax flavoguttatus</i> (A. Lutz and B. Lutz, 1939)														x	1	R
<i>Scinax fuscovarius</i> (Lutz, 1925)						x		x	x			x	x		5	C
<i>Scinax hayii</i> (Barbour, 1909)													x		1	R
<i>Scinax longilineus</i> (B. Lutz, 1968)									x	x					3	R
<i>Scinax ranki</i> (Andrade & Cardoso, 1987)														x	1	R
LEIUPERIDAE																
<i>Eupemphix nattereri</i> Steindachner, 1863	x														1	R
<i>Physalaemus centralis</i> Bokermann, 1962														x	1	R
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826								x	x			x	x	x	7	C
<i>Physalaemus olfersii</i> (Lichtenstein and Martens, 1856)														x	1	R
LEPTODACTYLIDAE																
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)								x	x				x	x	5	C
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)															2	R
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)								x	x	x			x	x	7	C

Leptodactylus mystacinus (Burmeister, 1861)

x

x

2 R

RANIDAE

Lithobates catesbeianus (Shaw, 1802) **

x

1 R

Totals

6 8 8 5 3 6 9 10 7 9 9 15 9 10 9 11

Table S3: Species of birds recorded in the 16 localities sampled in Southern Minas Gerais state, Brazil, and their respective frequency of occurrence (FO): R (Rare); C (Common); and F (Frequent). Legend: GUA (Guaxupé); MON (Monte Belo); POÇ (Poços de Caldas); POU (Pouso Alegre); SGS (São Gonçalo do Sapucaí); CAM (Camanducaia); MAR (Maria da Fé); CAX (Caxambu); AIU (Aiuruoca); EXT (Extrema); MVE (Monte Verde); DEL (Delfim Moreira); VIR (Virgínia); PAS (Passa Quatro); BOC (Bocaina de Minas); and SRJ (Santa Rita de Jacutinga). (*) Species recorded outside the standardized sampling methods.

FAMILY Species	Birds	Localities																Totals	FO
		GUA	MON	POÇ	POU	SGS	CAM	MAR	CAX	AIU	EXT	MVE	DEL	VIR	PAS	BOC	SRJ		
ACCIPITRIDAE																			
<i>Buteo nitidus</i> (Latham, 1790) *																			
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790) *																			
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788) *																			
ALCEDINIDAE																			
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)																			
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766) *																			
ARDEIDAE																			
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758) *																			
BUCCONIDAE																			
<i>Malacoptila striata</i> (Spix, 1824)																			
CARDINALIDAE																			
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)																			
<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822) *																			
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800) *																			
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837																			
CARIAMIDAE																			
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766) *																			
COEREBIDAE																			
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)																			

COLUMBIDAE

<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831) *															1	R
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1809) *	x	x			x							x		x	5	C
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)					x										1	R
<i>Patagioenas plumbea</i> Vieillot, 1818												x	x	x	3	R
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847) *					x							x			2	R

CONOPOPHAGIDAE

<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)					x	x	x			x							8	C
---	--	--	--	--	---	---	---	--	--	---	--	--	--	--	--	--	---	---

CORVIDAE

<i>Cyanocorax cristatellus</i> Temminck, 1823 *																	1	R
---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	---	---

COTINGIDAE

<i>Pachyrampus validus</i> (Lichtenstein, 1823) *																	1	R
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)																	1	R

CRACIDAE

<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815 *																	2	R
--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	---	---

CUCULIDAE

<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758*																	1	R
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788) *																	2	R
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766) *	x				x												5	C
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766) *	x																1	R

DENDROCOLAPTIDAE

<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)																	5	C
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	x	x	x	x													14	F
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	x	x		x													12	F

EMBERIZIDAE

<i>Haplospiza unicolor</i> Cabanis, 1851 *																	1	R
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766) *																	2	R
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823) *																	1	R
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)																	1	R
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766) *																	2	R

<i>Zonotrichia capensis</i> (Müller, 1776) *			x			x				x		x				4	R	
FALCONIDAE																		
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777) *			x							x						x	4	R
FORMICARIIDAE																		
<i>Chamaeza ruficauda</i> (Cabanis & Heine, 1859) *																x	1	R
FURNARIIDAE																		
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	x			x		x	x			x	x	x	x	x		x	10	F
<i>Cranioleuca pallida</i> (Wied, 1831) *						x											1	R
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788) *			x														1	R
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885 *						x											1	R
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	x			x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	12	F
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)									x		x	x				x	4	R
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétries, 1835)	x																1	R
<i>Synallaxis albescens</i> Temminck, 1823 *																x	1	R
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859 *						x											1	R
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	x	x	x	x	x		x			x							7	C
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	x	x	x		x		x										5	C
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821			x			x			x	x	x	x	x	x		x	10	F
ICTERIDAE																		
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)																x	1	R
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789) *																x	1	R
<i>Psarocolius decumanus</i> (Pallas, 1769) *									x							x	2	R
MIMIDAE																		
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823) *																	1	R
PARULIDAE																		
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	x			x	x			x	x	x	x		x	x		x	11	F
<i>Basileuterus flaveolus</i> (Baird, 1865)						x	x								x		3	R
<i>Basileuterus hypoleucus</i> Bonaparte, 1850	x	x	x		x	x											5	C
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x		13	F
PHALACROCORACIDAE																		

<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789) *	x																	1	R					
PICIDAE																								
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1819) *																		x	1	R				
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788) *	x																		1	R				
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788) *																		x	1	R				
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766) *	x	x																	x	3	R			
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1823) *																			x	1	R			
<i>Picumnus cirratus</i> Temminck, 1825	x	x																	x	x	7	C		
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766) *																			x		1	R		
PIPRIDAE																								
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	x	x	x	x															x	x	x	13	F	
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)																			x			1	R	
PSITTACIDAE																								
<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820) *	x																				1	R		
<i>Aratinga leucophthalma</i> (Müller, 1776) *																				x		1	R	
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788) *																				x		1	R	
RAMPHASTIDAE																								
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766 *																				x		1	R	
<i>Ramphastos toco</i> Müller, 1776 *	x	x	x																		x	4	R	
STRIGIDAE																								
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901) *	x																					1	R	
<i>Pulsatrix perspicillata</i> (Latham, 1790) *																				x		1	R	
THAMNOPHILIDAE																								
<i>Dryophila ferrugínea</i> (Temminck, 1822) *	x	x	x	x																		4	R	
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	x	x																				x	15	F
<i>Dysithamnus plumbeus</i> (Wied, 1831)																						x	1	R
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	x	x	x	x	x																	x	12	F
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	x																					x	4	R
<i>Thamnophilus torquatus</i> Swainson, 1825 *	x																						1	R
THRAUPIDAE																								

<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	x		x												2	R		
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	x	x											x		3	R		
<i>Turdus leucops</i> (Taczanowski, 1877)					x		x								2	R		
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818			x	x	x		x		x	x			x		8	C		
TYRANNIDAE																		
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	x	x													2	R		
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824) *			x						x			x	x		4	R		
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818) *			x	x			x								3	R		
<i>Contopus cinereus</i> (Spix, 1825)					x										1	R		
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1831)							x						x		2	R		
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822) *				x		x							x		3	R		
<i>Elaenia obscura</i> (D'Orbigny & Lafresnaye, 1837)													x		1	R		
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766) *				x											1	R		
<i>Hemitriccus diops</i> (Temminck, 1822)	x	x		x				x							4	R		
<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831) *								x					x		2	R		
<i>Knipolegus cyanirostris</i> (Vieillot, 1818)													x		1	R		
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)			x		x	x		x		x					5	C		
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846			x	x	x			x	x				x		6	C		
<i>Megarynchus pitanguá</i> (Linnaeus, 1766) *													x	x	2	R		
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846				x	x	x	x	x		x		x	x		x	x	10	F
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Müller, 1776)						x									1	R		
<i>Myiobius barbatus</i> (Gmelin, 1789)	x														1	R		
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Müller, 1776) *					x										1	R		
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)									x				x		2	R		
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Müller, 1776)					x										1	R		
<i>Phyllomyias griseicapilla</i> Sclater, 1861										x					1	R		
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766) *	x	x					x						x		4	R		
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x		x	13	F	
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831) *					x		x								2	R		
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)					x		x						x		x	4	R	

TYTONIDAE*Tyto alba* (Scopoli, 1769) *

x

1

R

VIREONIDAE*Cyclarhis gujanensis* (Gmelin, 1789)

x

x

x

x

x

x

x

7

C

Vireo olivaceus (Linnaeus, 1766) *

x

x

2

R

Totals**44****45****38****40****34****15****28****16****24****31****26****25****20****33****16****23**

Table S4: Species of primates recorded in the 16 localities sampled in Southern Minas Gerais state, Brazil, and their respective frequency of occurrence (FO): R (Rare); C (Common); and F (Frequent). Legend: GUA (Guaxupé); MON (Monte Belo); POÇ (Poços de Caldas); POU (Pouso Alegre); SGS (São Gonçalo do Sapucaí); CAM (Camanducaia); MAR (Maria da Fé); CAX (Caxambu); AIU (Aiuruoca); EXT (Extrema); MVE (Monte Verde); DEL (Delfim Moreira); VIR (Virgínia); PAS (Passa Quatro); BOC (Bocaina de Minas); and SRJ (Santa Rita de Jacutinga). (**) Exotic and nvasive species.

FAMILY Species	Localities																Totals	FO
	GUA	MON	POÇ	POU	SGS	CAM	MAR	CAX	AIU	EXT	MVE	DEL	VIR	PAS	BOC	SRJ		
ATELIDAE																		
<i>Alouatta guariba clamitans</i> (Humboldt, 1812)				x		x		x	x	x	x			x	x	x	9	F
CALLITRICHIDAE																		
<i>Callithrix aurita</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)			x	x				x		x			x	x		x	7	C
<i>Callithrix penicillata</i> (É. Geoffroy, 1812) **	x							x	x					x	x		5	C
CEBIDAE																		
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	x	x		x				x				x					5	C
PITHECIIDAE																		
<i>Callicebus nigrifrons</i> (Spix, 1823)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	16	F
Totals	3	2	2	4	1	1	2	4	3	3	2	3	2	4	3	3		