



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E EVOLUÇÃO



Joaquim da Trindade Filho

**EFICIÊNCIA E CONSISTÊNCIA DE GRUPOS INDICADORES PARA
A REPRESENTAÇÃO DE DIFERENTES ASPECTOS DA
DIVERSIDADE DE VERTEBRADOS**

Orientador:
Prof. Dr. Rafael Dias Loyola

Goiânia-GO
Abril de 2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

Joaquim da Trindade Filho

**EFICIÊNCIA E CONSISTÊNCIA DE GRUPOS INDICADORES PARA
A REPRESENTAÇÃO DE DIFERENTES ASPECTOS DA
DIVERSIDADE DE VERTEBRADOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Goiás, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução para obtenção do título de *Mestre em Ecologia e Evolução*.

Orientador:
Prof. Dr. Rafael Dias Loyola

Goiânia-GO
Abril de 2011

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)
GPT/BC/UFG**

T833e Trindade-Filho, Joaquim.
Eficiência e consistência de grupos indicadores para a
representação de diferentes aspectos da diversidade de vertebrados
[manuscrito] / Joaquim da Trindade Filho. - 2011.
52 f. : il., color, figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Dias Loyola.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás,
Instituto de Ciências Biológicas, 2011.
Bibliografia.

1. Biodiversidade. 2. Aves. 3. Mamíferos. 4. Riqueza de
espécies. 5. Diversidade funcional. 6. Conservação – Cerrado –
Mata Atlântica. I. Título.

CDU: 502.14(81)

Dedico esta dissertação à minha família – minha esposa Simone, minhas filhas Eduarda e Larissa, a meus pais, meus irmãos, meus cunhados e meus sobrinhos – pelo apoio e incentivo constantes.

*“Os esforços de conservação não serão bem sucedidos se lhes
faltar o conhecimento acerca do caráter e localização da
biodiversidade que buscam proteger”.*

Roger Sayre

Agradecimentos

Às mulheres da minha vida, Simone, Eduarda Sophia e Larissa Emmanuely, pelo amor e carinho que me proporcionaram durante esse tempo. À Simone pela continuidade e pela companhia constante no decorrer desta caminhada. À Eduarda Sophia e Larissa Emmanuely por me dar estabilidade e alegria ao longo do caminho.

Ao meu orientador Rafael Loyola, pela amizade e companhia, pela eterna paciência e bom humor (inclusive com as piadinhas), e pela maestria com que ensina, incentiva e desafia a todo o momento, estando sempre disponível a ensinar, ajudar e aconselhar. Sem dúvida, muito do que aprendi e fiz ao longo dos últimos dois anos foi inspirado, motivado e espelhado nele.

Aos membros da banca de avaliação desta dissertação Prof. Dr. Carlos Eduardo de Viveiros Grelle e Prof. Dr. Luis Mauricio Bini, por todas as sugestões e comentários que contribuíram para enaltecer este trabalho.

À minha família, minha mãe Maria Cândida da Trindade por sempre ter sido, simultaneamente, o farol que me guia e o motor que me propule e aos meus irmãos Marly, Ana Maria, José Geraldo, Iracema Maria, Cecília Maria, Maria da Glória, Pedro Divino, Israel Elias e Athos Marcos pela comunhão e pela cumplicidade; em especial ao meu pai, Joaquim Sebastião da Trindade, e aos meus irmãos, Francisco Elias da Trindade e Eny das Graças Trindade, que não puderam esperar os resultados deste trabalho, mas, que com seus exemplos de vida, foram amparo e força, mesmo estando ausentes.

Um singelo agradecimento aos meus sobrinhos Jhoel Fernandes e Tarcísio Junior; à minha afilhada Bárbara Luiza; às minhas sobrinhas Vitória Alice, Maria Vitória e Ana

Beatriz. Também aos meus cunhados Ardiley Avelar (pelo auxílio concedido em seu escasso tempo de descanso), Tarcísio Lopes, Juliana Trindade e Edivânio Moreira pela amizade e incentivo. A todos os meus parentes e amigos de Rubiataba-GO e Goiânia-GO.

Aos meus colegas e professores do curso de graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Goiás – Campus Goiânia-GO, em especial aos meus amigos Fabyano Lopes, Renato Mendonça e Lucas Camargos pela amizade, apoio e incentivo em meus estudos; e aos professores, pelas valiosas contribuições em minha formação acadêmica.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás pelos momentos de aprendizagem e construção do conhecimento, hoje expresso nesse trabalho e aos colegas pelo apoio e companhia durante a realização desta pesquisa. Em especial toda a equipe do Laboratório de Ecologia Aplicada e Conservação, pela companhia e compartilhamento de momentos alegres e descontraídos, além da boa convivência e ajudas concedidas no dia-a-dia.

Aos meus amigos, alunos, ex-alunos e professores, do Colégio Estadual Santa Bernadete, em especial ao meu amigo e diretor Honorival Fagundes Alves, por compreenderem os momentos de dificuldades pelos quais passei e pela solidariedade a mim prestada durante esses momentos.

Agradeço, ainda, ao mais humilde dos trabalhadores brasileiros, pois, graças ao suado dinheiro de seus impostos, foi possível a realização deste trabalho, através do auxílio concedido pela CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior). E às demais pessoas que, de forma direta ou indireta, colaboraram para a realização deste trabalho e que, mesmo não citadas, não foram esquecidas.

Índice

Resumo	1
Abstract	2
Introdução geral	
Trindade-Filho J & Loyola RD (2010). O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. <i>Revista de Biologia Neotropical</i> 7(2): 27-38.....	3
Objetivos	16
Capítulo I	
Trindade-Filho J, Loyola RD (2011). Performance and consistency of indicator groups in two Biodiversity Hotspots. <i>PLoS ONE</i> 6(5): e19746. doi:10.1371/ journal.pone.0019746.....	18
Capítulo II	
Trindade-Filho J, Sobral SL, Cianciaruso MV & Loyola RD (2011). Using indicator groups to represent bird functional diversity. <i>Biological Conservation</i> , submitted.....	29
Conclusão geral	49

Resumo

Relatamos aqui o desempenho e a consistência dos grupos indicadores para informar sobre o planejamento da conservação no Cerrado e na Mata Atlântica. Exploramos o desempenho e a consistência dos grupos indicadores para 1) determinar quais espécies são excluídas quando determinados grupos indicadores são usados; 2) determinar a consistência (grupo com eficiência igual e maior que o acaso nos dois biomas) dos grupos indicadores em dois hotspots de diversidade; 3) determinar o desempenho dos grupos indicadores em representar a diversidade funcional e a univocidade das espécies. Para isso utilizamos todas as espécies de aves e mamíferos que ocorrem no Cerrado e na Mata Atlântica. O desempenho dos grupos indicadores foi avaliado pela determinação da percentagem de todas as espécies capturadas em nossos modelos contra um modelo nulo (grupos espécies determinadas aleatoriamente) e para determinar o desempenho em representar riqueza de espécies, também utilizamos um “modelo ideal” (aquele que incluía todas as espécies). Para a eficiência e consistência em representar riqueza de espécies, mostramos que bons substitutos necessitam da seleção de percentagens de áreas relativamente pequena (menos que 2% dos biomas estudados) para representar as espécies e garantir persistência a longo prazo. Nosso estudo destaca ainda que o grupo composto por espécies com distribuição geográfica restrita é o único grupo indicador que pode ser eficiente e consistente em representar todos os conjuntos de espécies. Para o desempenho em representar diversidade funcional e originalidade das espécies da Mata Atlântica, mostramos que é possível representar entre 84.93% e 90.76% de toda a diversidade funcional e entre 87.28% e 73.68% de toda a originalidade, em menos que 0.64% do bioma. Nosso estudo destaca ainda que as espécies de distribuição restrita são as melhores indicadoras para representar a diversidade funcional. Esse grupo é de grande importância para a conservação, pois somente com a sua utilização protegeremos grupos de espécies de relevância ecológica, por exemplo, espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, além de garantirmos a conservação dos processos, da resiliência e da persistência dos ecossistemas.

Palavras-chave: Biodiversidade, complementaridade, Planejamento sistemático de conservação, aves, mamíferos, riqueza de espécies, diversidade funcional, originalidade.

Abstract

Here we report the performance and consistency of indicator groups to inform conservationists about possible conservation planning scenarios in the Brazilian Cerrado and the Atlantic Forest. We explore the performance and consistency (group with equal efficiency and greater than chance in both biomes) of indicator groups for 1) determining which species are excluded when certain indicator groups are used; 2) determining the consistency of indicator groups in two Biodiversity Hotspots; 3) determining the performance of indicator groups to represent the functional diversity and unique bird species in the Atlantic Forest. To do so we used all the species of birds and mammals that occur in the Cerrado and Atlantic Forest. The performance of the indicator groups was evaluated by determining the percentage of all species captured in by candidate taxa against a null model (randomly assorted species sets) and against an "ideal model" (which included all species). We showed that good indicator groups require a relatively small covered areas (less than 2% of the studied biomes) to represent all species and ensure long-term persistence. Our study also emphasize restricted-range species as the only group capable of representing all species in an effective and consistent way. We also showed that it is possible to account for *ca.* 84.93% and 90.76% of all bird functional diversity and *ca.* 87.28% and 73.68% of all species originality of the Atlantic Forest in less than 0.64% of the biome total area. We highlight that restricted-range species are the best indicator group to represent the functional diversity. This group is of particular importance for conservation, since only with its use we can protect groups of species of ecological importance, e.g. endemic and endangered species, and guarantee the conservation of ecosystem processes, as well as the persistence and resilience of these imperiled ecosystems.

Key words: Biodiversity, complementarity, systematic conservation planning, birds, mammals, species richness, functional diversity, originality.

Introdução

Trindade-Filho J & Loyola RD (2010). **O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade.** *Revista de Biologia Neotropical* 7(2): 27-38.



USO DE GRUPOS INDICADORES COMO ATALHO PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

JOAQUIM TRINDADE-FILHO

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Caixa postal 131, Goiânia, 74001-970, Goiás, Brasil; e-mail: trindadefilhoj@gmail.com

RAFAEL DIAS LOYOLA

Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil

RESUMO: Diante da atual crise da biodiversidade, exercícios que identificam grupos indicadores capazes de representar a diversidade como um todo tornaram-se imprescindíveis para a proposição de estratégias eficazes de conservação. Tais grupos ajudam a direcionar ações, reduzindo o tempo para as tomadas de decisão. Independentemente do grupo indicador utilizado, todas as estratégias de conservação atuais assentam-se sobre o arcabouço conceitual do planejamento sistemático da conservação, em que as seleções de áreas a serem conservadas devem obedecer ao critério da complementaridade. Ademais, as estratégias atuais devem levar em conta diferentes aspectos da biodiversidade (como diversidade funcional), além da riqueza de espécies. Neste artigo, revisamos e discutimos as diferentes aplicações do uso de grupos indicadores como atalho para a proposição de planos integrados de conservação. Apresentamos, ainda, sugestões práticas para a aplicação de grupos indicadores com vistas à conservação de diferentes aspectos da biodiversidade. Sustentado pelo conhecimento teórico, o uso de grupos indicadores fornece uma base científica fundamental para as tomadas de decisão no que concerne ao direcionamento de esforços para o estabelecimento de áreas visando a conservação da biodiversidade.

PALAVRAS-CHAVE: Complementaridade, diversidade funcional, originalidade, planejamento sistemático da conservação.

THE USE OF INDICATOR GROUPS AS SHORTCUTS FOR BIODIVERSITY CONSERVATION

ABSTRACT: Given the current biodiversity crisis, exercises that identify indicator groups capable of representing the whole diversity of a region have become indispensable to develop strategies for effective conservation actions. These groups help to guide actions, reducing time for decision making. Irrespective of the applied indicator groups, all current conservation strategies are based upon the conceptual framework of Systematic Conservation Planning, in which the selection of areas to be preserved must meet the criterion of complementarity. Furthermore, current strategies must take into consideration different aspects of biodiversity (e.g. functional diversity), as well as species richness. In this article, we review and discuss the numerous applications of indicator groups as a shortcut to the proposition of integrated conservation plans. We also present practical suggestions to implement indicator groups aiming at the conservation of different aspects of biodiversity. Whenever supported by ecological theory, the use of indicator groups provides fundamental scientific basis for decisions regarding the targeting of efforts to establish areas for biodiversity conservation.

KEY WORDS: Complementarity, functional diversity, originality, systematic conservation planning.

INTRODUÇÃO

A expansão da população humana nos últimos séculos tem aumentado a taxa de extinção das espécies, o que tem levado à perda de diversidade em diferentes escalas (Loreau et al., 2006; Loyola & Lewinsohn, 2009). Os humanos têm modificado tanto a identidade como o número de espécies presentes nos ecossistemas. Em adição a isso, a intensificação do uso da terra tem causado quedas impressionantes não apenas no número de espécies, mas também na diversidade funcional (Ernst et al., 2006; Flynn et al., 2008; Petchey & Gaston, 2006). Cenários consistentes têm demonstrado que o declínio da biodiversidade deve continuar e até mesmo acelerar no século 21 (Pereira et al., 2010).

Atualmente, não há dúvida que estamos vivendo uma crise de biodiversidade. Entre os diversos causadores dessa crise figuram perda de habitats, introdução de espécies exóticas, superexploração de espécies e recursos naturais, poluição e mudanças climáticas (Loyola & Lewinsohn, 2009). Todas essas ameaças direta ou indiretamente advêm do crescimento populacional humano, associado a produção, consumo e mercado financeiro necessários para a manutenção de tal população (Loreau et al., 2006). A perda de biodiversidade é, portanto, um fenômeno global que atua em diferentes escalas e que demanda ações de conservação internacional (Cardillo et al., 2006).

Diante da crise atual de biodiversidade, exercícios que selecionem áreas prioritárias para a conservação tornaram-se imprescindíveis (Loyola & Lewinsohn, 2009). Tendo em vista as rápidas mudanças na diversidade global, a identificação dessas áreas tem se tornado um desafio para a biologia da conservação (Pimm et al., 1995). Estabelecer áreas protegidas ainda é a maneira mais fácil, menos dispendiosa e mais eficaz de conservar populações *in situ* e manter os processos e o funcionamento do ecossistema a longo prazo (Lawler & White, 2008; Naeem, 1998).

Historicamente, a escolha de áreas para a conservação tem sido baseada em critérios estéticos. Desse modo, as primeiras reservas brasileiras, como o Parque Nacional do Itatiaia (criado em 1937) e o Parque Nacional do

Iguaçu (criado em 1939), foram estabelecidas com base na rara beleza cênica local.

Os critérios científicos para o estabelecimento de áreas destinadas à conservação só começaram a ser discutidos por volta da década de 1970. A princípio, diferentes métodos foram utilizados, incluindo a correlação entre padrões de riqueza de espécies (Pearson & Cassola, 1992) e avaliações de sobreposições de locais com grande raridade, riqueza de espécie ou mesmo de espécies endêmicas (Mittermeier et al., 2004; Prendergast et al., 1993).

No início da década de 1980, foi proposto o critério de complementaridade, que envolve a seleção de novas áreas a serem protegidas com elementos diferentes daqueles já representados em unidades de conservação (Kirkpatrick, 1993). As aplicações desse conceito vêm sendo desenvolvidas por mais de duas décadas (Margules & Pressey, 2000; Pressey et al., 1993). A partir desse marco, estratégias para a seleção de novas áreas para conservação deixaram de ser baseadas na análise dos padrões de correlação entre a riqueza de espécies de diferentes grupos, passando a enfocar a análise dos padrões de congruência espacial de redes de reservas estabelecidas por meio de algoritmos de complementaridade e selecionadas para diferentes grupos.

Como os recursos disponíveis para a conservação são limitados, necessitamos de estratégias planejadas para sua alocação. Esse reconhecimento levou ao desenvolvimento de técnicas para a seleção de áreas para a conservação (Margules & Pressey, 2000). Todas elas são baseadas no estabelecimento de metas explícitas para a proteção, bem como na aplicação de algoritmos que buscam formas otimizadas de atingir tais metas

Diversos algoritmos de suporte à tomada de decisão também foram desenvolvidos desde a década de 1980. Os algoritmos atualmente utilizados no planejamento sistemático da conservação podem ser divididos em duas grandes famílias: heurísticos e meta-heurísticos (ou quase-ótimos). Os heurísticos atingem uma solução para a representação das espécies segundo um alvo de conservação predefinido (por exemplo, todas as espécies devem ocorrer em pelo menos uma das áreas candidatas à conservação) (Cabeza & Moillai-

nen, 2001; Sarkar et al., 2005; Vanderkam et al., 2007). Essa família de algoritmos incorpora, implicitamente, o princípio da complementaridade, por meio do qual se busca a máxima representatividade ao menor custo possível (Pressey et al., 1996). Uma vantagem desses algoritmos é sua simplicidade: quando implementados, retornam uma única solução totalmente replicável, ou seja, caso sejam implementados outra vez, a solução obtida será idêntica – embora isto não garanta um limite formal de qualidade (Loyola & Lewinsohn, 2009).

A lógica dos algoritmos meta-heurísticos, em contrapartida, não é chegar a uma única solução, mas simular vários conjuntos “quase-ótimos” e sobrepor todos eles com o intuito de encontrar uma solução consensual e, portanto, possivelmente ótima em termos de qualidade formal (a melhor resolução possível para uma determinada equação matemática) (Margules & Sarkar, 2007; Sarkar et al., 2006; Vanderkam et al., 2007).

Como já afirmado, o processo que envolve a aplicação dessas técnicas, com auxílio dos algoritmos, é chamado de planejamento sistemático da conservação e visa garantir a alocação de recursos escassos para a conservação (Margules & Pressey, 2000; Pressey, 1994). A partir de então, a seleção de áreas prioritárias para a conservação passou a ser definida como uma questão de otimização, com o objetivo de proteger diferentes alvos de conservação (espécies, formações vegetais, clados) com o menor custo possível (Margules & Sarkar, 2007). Esse custo, na maioria das vezes, é medido como o número mínimo de locais a serem incluídos em uma rede de reservas, mas também pode ser um valor monetário, o custo da oportunidade perdida ou até mesmo qualquer restrição relacionada à escolha desses locais (Lawler et al., 2003; Loyola & Lewinsohn, 2009; Pinto et al., 2008).

Margules & Pressey (2000) estabeleceram um protocolo para um planejamento sistemático da conservação bem-sucedido, o qual envolve as seguintes etapas: 1) levantamento das informações nas áreas de interesse; 2) estabelecimento de metas para a conservação; 3) análises da representatividade do sistema atual de reservas; 4) seleção de

novas áreas para conservação; 5) implementação das ações; 6) monitoramento, controle e revisão do sistema proposto. Esse protocolo foi recentemente ampliado e atualmente totaliza 14 etapas (Sarkar & Illoidi-Rangel, 2010).

A NECESSIDADE DE SUBSTITUTOS PARA O PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO DA CONSERVAÇÃO

Vários métodos têm sido propostos para selecionar áreas para a conservação, todos eles baseados na complementaridade, incluindo abordagens sistemáticas (Margules & Pressey, 2000) e dinâmicas (Turner et al., 2006). Porém, todas as abordagens para o planejamento sistemático da conservação exigem certo nível de conhecimento a respeito da distribuição da biodiversidade no espaço geográfico (Lawler & White, 2008). Além disso, para outros aspectos da biodiversidade, tais como diversidade funcional, ainda exigem que conheçamos as características funcionais dessas espécies.

Apesar dos esforços das pesquisas atuais, nosso conhecimento acerca da biodiversidade permanece insignificante em comparação com o valor da diversidade desconhecida (Purvis & Hector, 2000). Entre os grupos que conhecemos, os dados sobre distribuição espacial são incompletos (Tognelli, 2005), por vezes disponíveis apenas para algumas espécies, estando longe de representar toda a biodiversidade. Sendo assim, o planejamento sistemático da conservação é estabelecido sempre a partir de indicadores para os quais já existem dados disponíveis (Rodrigues & Brooks 2007).

Áreas protegidas são, muitas vezes, criadas para proteger as espécies de um ou mais grupos taxonômicos que compõem as diversas comunidades animais e vegetais e/ou combinações de diferentes condições abióticas, com base no pressuposto de que essas reservas também protegerão um vasto leque de biodiversidade. A validade dessa hipótese depende de quão bem os substitutos (ou grupos indicadores) escolhidos representem a biodiversidade em geral (Larsen et al., 2009). Assim sendo, a seleção dos substitutos é parte integrante e fundamental de um planejamento sistemático da conservação bem-sucedido (Margules & Pressey, 2000). Em adição a isso,

os grupos indicadores poderiam ser utilizados para facilitar e agilizar as ações contra a perda de biodiversidade (Caro & O'Doherty, 1999), acelerando e dando mais confiança às tomadas de decisão.

DEFINIÇÃO DOS SUBSTITUTOS

Na prática, os grupos indicadores ou substitutos da biodiversidade consistem em espécies ou outras unidades ecológicas cujas distribuições já são conhecidas ou relativamente fáceis de determinar (Loyola & Lewinsohn, 2009). Substitutos da biodiversidade são usualmente divididos em duas categorias: 1) baseados em espécies, quer se tratem de múltiplas espécies (por exemplo, grupos indicadores) (Pearson & Cassola, 1992; Ricketts et al., 1999) ou uma única espécie (espécies-chave, espécies guarda-chuva, "espécie-bandeira" e espécies indicadoras) (Andelman & Fagan, 2000); 2) baseados em características bióticas e abióticas que podem ser mapeadas (sensoriamento remoto da vegetação, cobertura vegetal e gradientes ambientais) (Faith & Walker, 1996a, 1996b; Sarkar et al., 2005).

Em recente revisão, Rodrigues & Brooks (2007) demonstraram que substitutos baseados em espécies são mais eficazes em representar a riqueza de espécies do *pool* total do que aqueles baseados em dados ambientais. Pelo menos em escala biogeográfica, os melhores grupos indicadores são aqueles cuja solução de complementaridade representaria a maior parte da biodiversidade de outros grupos não utilizados no processo de seleção (Pinto et al., 2008). A eficiência dos grupos substitutos pode ainda ser influenciada por quatro fatores: 1) a mudança nos grupos substitutos; 2) as diferenças entre regiões de estudo; 3) o método utilizado para testar a eficácia dos substitutos; 4) o alvo que os substitutos destinam representar (Grantham et al., 2010).

MÉTODOS PARA AVALIAR E COMPARAR A EFICÁCIA DOS GRUPOS INDICADORES

Diversos autores concluíram que grupos indicadores são bons representantes para a biodiversidade (Loyola et al., 2009; Rytí, 1992; Tognelli, 2005). Porém, a utilização de diferentes métodos tem levado a resultados contra-

ditórios na literatura atual, o que tem inviabilizado generalizações a respeito da eficiência dos grupos indicadores. Cinco métodos foram propostos para testar a eficiência desses grupos (Rodrigues & Brooks, 2007): 1) cálculo da sobreposição entre conjuntos de áreas complementares selecionadas, usando dados para os substitutos e para o alvo a ser conservado (Grenyer et al., 2006; Reyers et al., 2000); 2) mensuração da correspondência entre a sequência de áreas complementares selecionadas pelos substitutos e pelos alvos a serem conservados (Loyola et al., 2007); 3) avaliação da eficácia de um conjunto de áreas selecionadas com base no grupo substituto em representar um táxon alvo (Grenyer et al., 2006; Lawler et al., 2003); 4) avaliação do padrão espacial de áreas insubstituíveis para a conservação (Ferrier et al., 2000); 5) análises da complementaridade entre alvos e grupos indicadores (Warman et al., 2004; Williams et al., 2006).

A NECESSIDADE DA REPRESENTAÇÃO DA DIVERSIDADE FUNCIONAL

A diversidade funcional é um componente da biodiversidade que busca medir a extensão das diferenças funcionais entre as espécies de uma assembleia, com base na diversidade de suas características morfológicas, fisiológicas e ecológicas (Petchey & Gaston, 2006). Por revelar informações sobre o uso de recursos e requerimentos do habitat pelas espécies, a diversidade funcional pode esclarecer processos que governam os padrões de diversidade dentro das comunidades biológicas (Mason et al., 2003). Diferentes padrões de diversidade funcional podem indicar a operação de diferentes processos de formação de assembleias (McGill et al., 2006): comunidades compostas por espécies com características funcionais similares (espécies funcionalmente redundantes), ou seja, com diversidade funcional menor do que a esperada pelo acaso, podem estar sujeitas à ação de filtros ambientais (Chase, 2003; Weiher & Keddy, 1999). Por outro lado, comunidades compostas por espécies funcionalmente distintas (espécies funcionalmente únicas) podem estar sujeitas à ação intensa de competição interespecífica (Holdaway & Sparrow, 2006). A diversidade funcio-

nal está diretamente ligada aos componentes da biodiversidade que influenciam o funcionamento e a operação dos ecossistemas (Tilman, 1999). A teoria prediz que um aumento na diversidade funcional proporciona um aumento no funcionamento do ecossistema em decorrência de maior complementaridade no uso de recursos entre as espécies de uma assembleia (Petchey, 2003).

Em teoria, pode-se maximizar a proteção da diversidade funcional por meio da preservação de todas as espécies, isto é, de toda a diversidade taxonômica (Devictor et al., 2010). Na verdade, uma rede complementar de áreas que representa todas as espécies representaria toda a diversidade funcional. No entanto, apesar dessa política ser inviável, todas as estratégias de conservação têm focado taxa prioritários ou áreas para proteger espécies raras ou endêmicas (Kier et al., 2009; Myers et al., 2000). Além disso, estratégias eficazes para a conservação da biodiversidade exigem não só a inclusão de espécies individuais ou linhagens em áreas protegidas, mas também conjuntos de espécies que garantam o funcionamento dos ecossistemas (espécies funcionalmente únicas) e conjuntos de espécies que garantam a persistência e a estabilidade dos ecossistemas (espécies funcionalmente redundantes).

Estudos demonstram que a diversidade funcional pode ser perdida mais rapidamente do que se perdem as espécies (Heard & Mooers, 2000; Petchey & Gaston, 2002a). De fato, em uma determinada região rica em espécies únicas, a perda de algumas espécies pode afetar o funcionamento do ecossistema em grande escala, mesmo no caso daqueles ricos em espécies. Isso se deve ao fato de que a perda de espécies em uma região não é um processo aleatório. Nesse sentido, a biodiversidade torna-se um fator limitante à eficiência do ecossistema, pois a perda de espécies pode gerar redução de diversidade funcional e, conseqüentemente, alterar o funcionamento de uma assembleia (Petchey & Gaston, 2002b).

Portanto, a diversidade funcional de uma assembleia frequentemente será uma medida da biodiversidade ecologicamente mais relevante (Díaz & Cabido, 2001), explicando e predizendo alterações no funcionamento

do ecossistema que podem resultar de extinções (Petchey & Gaston, 2002b) ou outras mudanças causadas por humanos (Loreau et al., 2001). Sendo assim, a partir de uma perspectiva de conservação, a diversidade funcional é defendida como um dos mais importantes componentes da diversidade capaz de garantir o fornecimento de bens e serviços (Díaz & Cabido, 2001). Preservar esse aspecto da biodiversidade representa um novo e importante desafio para a biologia da conservação (Carvalho et al., 2010; Devictor et al., 2010).

Apesar da importância da diversidade funcional, a utilização de grupos indicadores para representar a riqueza de espécies é de longe a medida mais utilizada por cientistas, conservacionistas e tomadores de decisão para proteger a biodiversidade. Assim, muitos autores pressupõem que a riqueza de espécies, e conseqüentemente bons grupos indicadores da riqueza de espécies, seja boa preditora de outras métricas de diversidade, como a diversidade funcional (Tilman et al., 1999). Embora a relação entre riqueza de espécies e diversidade funcional seja frequentemente positiva, isto não é suficiente para justificar o uso da riqueza de espécies como substituta para a diversidade funcional (Díaz & Cabido, 2001).

EFICIÊNCIA E CONSISTÊNCIA DOS GRUPOS INDICADORES EM REPRESENTAR RIQUEZA DE ESPÉCIES

Muitos estudos têm testado a capacidade dos grupos indicadores em atuar como substitutos de biodiversidade (Andelman & Fagan, 2000; Flather et al., 1997; Fleishman et al., 2000; Howard et al., 1998; Lawler & White, 2008; Lawler et al., 2003; Pearson & Cassola, 1992; Prendergast et al., 1993; Pressey et al., 1993; Ricketts et al., 1999; Warman et al., 2004).

Como mencionado anteriormente, diversos estudos ainda indicam discrepância de resultados para o desempenho dos grupos indicadores. Em alguns estudos realizados em escala global ou continental, os resultados sugerem forte correlação entre riqueza de espécies e endemismo (Lamoreux et al., 2006; Pearson & Cassola, 1992), ao passo que outros estudos não apoiam tal relação (Loyola et al., 2007). Essa discrepância se deve aos pa-

drões de diversidade beta exibidos pelo *pool* de espécies como um todo e por aquele composto apenas por espécies endêmicas (Loyola & Lewinsohn, 2009; Loyola et al., 2009), ou mesmo pela utilização de diferentes métodos e/ou pela abordagem em diferentes escalas (Grantham et al., 2010).

Isso dificulta generalizações sobre o que é realmente um bom substituto para a biodiversidade (Lawler & White, 2008). Tem-se sugerido que bons substitutos são geograficamente raros (Ryti, 1992; Tognelli, 2005; Williams et al., 2000) ou endêmicos (Lamoreux et al., 2006; Loyola et al., 2007). Além disso, são taxonomicamente diversos (Ricketts et al., 1999), apresentam distribuição geográfica relativamente não aninhada (Ryti, 1992) e ocupam locais ricos em biodiversidade (Prendergast et al., 1993).

Atualmente, não é necessário investigar se determinado grupo indicador é ou não eficiente em uma localidade específica, mas sim proceder a uma investigação sistemática da consistência na eficiência de um determinado grupo indicador em diferentes regiões, assim permitindo sua seleção *a priori*. Poucos pesquisadores têm se preocupado em testar a eficiência e a consistência dos grupos indicadores para representar conjuntos de espécies de alto interesse ecológico, como espécies endêmicas, ameaçadas de extinção ou mesmo raras, valendo a pena ver o trabalho de Loyola et al. (2009) acerca desta questão.

Recentemente, relatamos a eficácia de nove grupos indicadores para informar o planejamento sistemático da conservação no Cerrado e na Mata Atlântica (Trindade-Filho & Loyola, não publicado). Nesse trabalho, exploramos a eficiência e a consistência de nove grupos indicadores compostos por mamíferos que ocorrem no Cerrado e na Mata Atlântica, determinando quais espécies são excluídas quando os grupos indicadores são usados. Mostramos que bons substitutos necessitam da seleção de áreas relativamente pequenas, de menos de 12% desses domínios, para representar todas as espécies de mamíferos e garantir sua persistência a longo prazo. Além disso, o grupo formado por espécies com distribuição geográfica restrita é o único grupo indicador eficiente e consistente para representar todos

os conjuntos de espécies, isto é, ele é o melhor indicador tanto no Cerrado quanto na Mata Atlântica. Esse grupo é de especial importância para a conservação, pois somente com a sua utilização é possível proteger grupos de espécies de alta relevância ecológica, como as endêmicas e as ameaçadas de extinção.

EFICIÊNCIA DOS GRUPOS INDICADORES EM REPRESENTAR DIVERSIDADE FUNCIONAL E SINGULARIDADE DAS ESPÉCIES

Estratégias de conservação baseadas na riqueza de espécies partem do pressuposto de que todas as espécies são idênticas. Porém, estudos têm demonstrado que algumas espécies são funcionalmente distintas (Pavoine et al., 2005), enquanto outras são complementares na utilização dos recursos, exercendo funções diferenciadas no ecossistema e, assim, contribuindo para seu funcionamento (espécies únicas). Outras, ainda, são redundantes, contribuindo para a resiliência e a persistência dos ecossistemas a longo prazo.

Sendo as espécies funcionalmente diferentes, estratégias de conservação só serão eficazes se protegerem todas as espécies únicas, assim garantindo o funcionamento do ecossistema. No entanto, embora algumas espécies possam parecer redundantes quanto à função que desempenham, elas podem distinguir-se de inúmeras maneiras e suas redundâncias podem simplesmente ser resultantes da escala utilizada, porquanto desempenham papéis fundamentais na estabilidade dos ecossistemas a longo prazo (Naeem, 1998).

Apesar da importância da diversidade funcional para a manutenção de processos ecossistêmicos e da necessidade de grupos indicadores para a identificação de áreas para a conservação, até o presente momento nenhum estudo avaliou a eficácia dos grupos indicadores para representar a diversidade funcional e a unicidade das espécies.

Diversas métricas para quantificar a diversidade funcional têm sido desenvolvidas com base na topologia (Vane-Wright et al., 1991) e no comprimento dos ramos (Faith, 1992, 1994) de cladogramas ou dendrogramas, ou na distância filogenética entre espécies (Ricotta, 2002, 2004).

Mason et al. (2003) propuseram um índice de diversidade funcional (FDvar) que representa a variação nos valores das características das espécies, ponderado por sua abundância relativa. Porém, esse índice foi projetado para funcionar com apenas uma característica funcional no tempo.

Botta-Dukát (2005), por seu turno, propôs um índice baseado na entropia quadrática de Rao (EQ) como uma medida de diversidade funcional, com base em características funcionais múltiplas. Assim como o índice proposto por Mason et al. (2003), EQ incorpora a abundância relativa das espécies, porém com a vantagem de mensurar as diferenças funcionais entre os pares de espécies.

No entanto, os índices FDvar e EQ não são robustos ao princípio da monotonicidade. Isso significa que, com a utilização destes índices, pode-se ter redução no valor de diversidade funcional acumulada mesmo com aumento no número de espécies, ou pode-se ter aumento na diversidade funcional com redução no número de espécies de uma comunidade, o que inflaria o valor de diversidade funcional acumulada (Petchey & Gaston, 2006).

Petchey & Gaston (2002b) sugeriram o uso do índice *functional diversity* (FD), que é análogo ao índice *phylogenetic diversity* (PD) proposto por Faith (1992, 1994), o qual mede a diversidade funcional por meio da soma dos comprimentos dos ramos de um dendrograma construído a partir de características funcionais. Embora esse método ignore a abundância de espécies, o que afeta a diversidade funcional global (Mason et al., 2003), é extremamente robusto ao princípio da monotonicidade.

Pavoine et al. (2005) definiram a originalidade de uma espécie como a média da raridade de suas características. Para determinar quão funcionalmente distintas as espécies de um conjunto são, foram desenvolvidos diversos índices. Esses índices são baseados em árvores similares àquelas utilizadas na taxonomia ou cladística.

O índice de Vane-Wright et al. (1991) é proporcional ao inverso do número de nós entre a espécie e a raiz da árvore, ao passo que o índice de May (1990) conta o número de ramos derivados de cada nó em vez do número

de nós em si. Já Nixon & Wheeler (1992) sugeriram ordenar as espécies de acordo com a quantidade de diversidade filogenética nos clados a que pertencem, assim definindo dois índices: 1) o índice de originalidade não ponderada, pelo qual a originalidade de uma determinada espécie é inversamente proporcional à soma dos valores atribuídos a todos os nós desta espécie até a raiz da árvore; nele, as espécies que pertencem ao clado mais pobre em espécies têm a maior originalidade; 2) o índice de originalidade ponderada, de acordo com o qual, a originalidade de uma espécie é inversamente proporcional à soma dos números de espécies para cada subclado a que ela pertence.

Porém, esses quatro índices não consideram a relação filogenética entre as espécies. Para resolver tal problema, Pavoine et al. (2005) desenvolveram o índice baseado na entropia quadrática de Rao (EQ), que considera o comprimento dos ramos existentes. Para isso, leva em conta a divergência entre duas espécies, que é calculada pela soma do comprimento dos ramos que ligam cada uma dessas espécies com os seus primeiros antepassados comuns na árvore filogenética. Essa lógica é igualmente aplicada à similaridade entre as espécies em termos ecológicos e funcionais e não evolutivos (Pavoine et al., 2005).

Isaac et al. (2007) desenvolveram o índice distinção evolutiva (*evolutionary distinctiveness*, ED), que é calculado simplesmente por meio da aplicação de um valor para cada ramo igual ao seu comprimento, dividido pelo número de espécies que participam do ramo. O ED de uma espécie é simplesmente a soma desses valores para todos os ramos dos quais a espécie descende para a raiz da filogenia. O índice ED é robusto a mudanças taxonômicas, é mais sensível à variação individual das espécies e considera duas espécies como componentes distintos da história evolutiva.

Os índices acima relacionados também podem ser usados para avaliar a originalidade das espécies com base em seus traços funcionais. Para isso, devemos substituir a árvore filogenética por um dendrograma funcional. Isso é possível, pois os dados funcionais e filogenéticos podem ter uma estrutura similar e, portanto, qualquer índice aplicado a uma

árvore filogenética pode também ser aplicado a um dendrograma funcional (Pavoine & Bonsall, 2010).

Pela primeira vez, relatamos a eficiência de 16 grupos indicadores em representar a diversidade funcional e a univocidade das espécies de aves da Mata Atlântica, em um estudo de caso (Trindade-Filho & Loyola, não publicado). Usando a medida contínua de diversidade funcional (FD) e a medida de originalidade (ED) derivadas dos traços funcionais das espécies de aves da Mata Atlântica, mostramos que espécies com distribuição geográfica restrita e a ordem Charadriiformes são grupos indicadores eficientes e protegem entre 84,93% e 90,76% de toda a diversidade funcional das aves da Mata Atlântica em uma área inferior a 0,64% do bioma. As espécies de distribuição geográfica restrita ainda protegem cerca de 87,28% da originalidade total das espécies do bioma. Esses resultados mostram que o uso de espécies com distribuição restrita como grupo indicador é capaz de garantir a conservação dos processos, a resiliência e a estabilidade dos ecossistemas a longo prazo.

Conforme exposto aqui, nosso conhecimento acerca da biodiversidade é ínfimo perante o que não conhecemos (Purvis & Hector, 2000). A diversidade, em suas mais diferentes facetas, está sendo perdida a taxas alarmantes, sendo esta perda um fenômeno global que atua em diferentes escalas e demanda ações de conservação internacionais (Cardillo et al., 2006), uma vez que deve até mesmo ser acelerado no século 21 (Pereira et al., 2010).

A teoria e os resultados empíricos têm mostrado que a maneira mais eficaz, rápida e eficiente de manter a biodiversidade reside no estabelecimento de áreas para a conservação, desta forma mantendo-se as espécies em seus locais de origem. Diante da crise da biodiversidade, a utilização de grupos indicadores torna-se uma parte fundamental no planejamento sistemático da conservação. O uso de grupos indicadores para representar diferentes aspectos da biodiversidade, como riqueza de espécies e diversidade funcional, é sustentado pela teoria como a maneira mais eficaz e viável de acelerar as tomadas de decisão e, assim, proteger tanto as espécies como o funcionamento, a resiliência e a persistência dos ecossistemas a longo prazo.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi realizado na Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução. R.D.L. é financiado pelo CNPq (projeto n. 475886/2009-7). J.T-F. é apoiado por uma bolsa de Mestrado da CAPES.

REFERÊNCIAS

- Andelman, S. J. & W. F. Fagan. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or extensive mistakes? *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 97: 5954-5959.
- Botta-Dukát, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *J. Veg. Sci.* 16: 533-540.
- Cabeza, M. & A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends Ecol. Evol.* 16: 242-248.
- Cardillo, M., G. M. Mace, J. L. Gittleman & A. Purvis. 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103: 4157-4161.
- Caro, T. M. & G. O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conserv. Biol.* 13: 805-814.
- Carvalho, R. A., M. V. Cianciaruso, J. Trindade-Filho, M. D. Sagnori & R. D. Loyola. (2010) Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. *Natl. Conserv.* 8: 1-6.
- Chase, J. M. 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia*, 136: 489-498.
- Devictor, V., D. Mouillot, C. Meynard, F. Jiguet, W. Thuiller & N. Mouquet. (2010) Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecol. Letters*, 13: 1030-1040.
- Díaz, S. & M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16: 646-655.

- Ernst, R., K. E. Linsenmair & M. O. Rodel.** 2006. Diversity erosion beyond the specie level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol. Conserv.* 133: 143-155.
- Faith, D. P.** 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.* 61: 1-10.
- Faith, D. P.** 1994. Genetic diversity and taxonomic priorities for conservation. *Biol. Conserv.* 68: 69-74.
- Faith, D. P. & P. A. Walker.** 1996a. Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiv. Conserv.* 5: 399-415.
- Faith, D. P. & P. A. Walker.** 1996b. How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas? On hotspots, complementarity and pattern-based approaches. *Biodiv. Letters* 3: 18-25.
- Ferrier, S., R. L. Pressey & T. W. Barret.** 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biol. Conserv.* 93: 303-325.
- Flather, C. H., K. R. Wilson, D. J. Dean & W. C. McComb.** 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Ecol. Appl.* 7: 531-542.
- Fleishman, E., D. D. Murphy & P. F. Brussard.** 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecol. Appl.* 10: 569-579.
- Flynn, D. F. B., M. Gogol-Prokurat, T. Noeire, N. Molinari, B. T. Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield & F. DeClerck.** 2008. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Letters*, 11: 1-12.
- Grantham, H. S., R. L. Pressey, J. A. Wells & A. J. Beattie.** 2010. Effectiveness of biodiversity surrogates for conservation planning: different measures of effectiveness generate a kaleidoscope of variation. *PLoS ONE* 5: e11430.
- Grenyer, R., C. D. L. Orme, S. F. Jackson, G. H. Thomas, R. G. Davies, T. J. Davies, K. E. Jones, V. A. Olson, R. S. Ridgely, P. C. Rasmussen, T. S. Ding, P. M. Bennett, T. M. Blackburn, K. J. Gaston, J. L. Gittleman & I. P. F. Owens.** 2006. Global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. *Nature*, 444: 93-96.
- Heard, S. B. & A. O. Mooers.** 2000. Measuring the loss of evolutionary history from extinction: phylogenetically patterned speciation rates and extinction risks alter the calculus of biodiversity. *Proc. Royal Soc. Lond. B*, 267: 613-620.
- Holdaway, R. J. & A. D. Sparrow.** 2006. Assembly rules operating along a primary riverbed-grassland successional sequence. *J. Ecol.* 94: 1092-1102.
- Howard, P. C., P. Viskanic, T. R. B. Davenport, F. W. Kigenyi, M. Baltzer, C. J. Dickinson, J. S. Lwanga, R. A. Matthews & A. Balmford.** 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature*, 394: 472-475.
- Isaac, N. J. B., T. T. Samuel, B. Collen, C. Waterman & J. E. M. Baillie.** 2007. Mammals on the EDGE: Conservation Priorities Based on Threat and Phylogeny. *PLoS ONE* 2: e296.
- Kier, G., H. Kreft, T. M. Lee, W. Jetz, P. L. Ibsch, C. Nowicki, J. Mutke & W. Barthlott.** 2009. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 106: 9322-9327.
- Kirkpatrick, S., C. D. Gellat Jr. & M. P. Vechi.** 1983. Optimization by simulated annealing. *Science*, 220: 671-680.
- Lamoreux, J. F., J. C. Morrison, T. H. Ricketts, D. M. Olson, E. Dinerstein, M. W. McKnight & H. H. Shugart.** 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440: 212-214.
- Larsen, F. W., J. Bladt & C. Rahbek.** 2009. Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Div. Distrib.* 15: 70-79.
- Lawler, J. J. & D. White.** 2008. Assessing the mechanisms behind successful surrogates

for biodiversity in conservation planning. *Anim. Conserv.* 11: 270-280.

- Lawler, J. J., D. White, J. C. Sifneos & L. L. Master.** 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conserv. Biol.* 17: 875-882.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman & D. A. Wardle.** 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294: 804-808.
- Loreau, M., A. Oteng-Yeboah, M. T. K. Arroyo, D. Babin, R. Barbault, M. Donoghue, M. Gadgil, C. Häuser, C. Heip, A. Larigauderie, K. Ma, G. Mace, H. A. Mooney, C. Perrings, P. Raven, J. Sarukham, P. Schei, R. J. Scholes & R. T. Watson.** 2006. Diversity without representation. *Nature*, 442: 245-246.
- Loyola, R. D. & T. M. Lewinsohn.** 2009. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macro-geográfico. *Megadiversidade*, 5: 29-42.
- Loyola, R. D., U. Kubota, G. A. B. Fonseca & T. M. Lewinsohn.** 2009. Key neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodivers. Conserv.* 18: 2017-2031.
- Loyola, R. D., U. Kubota & T. M. Lewinsohn.** 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Divers. Distrib.* 13: 389-396.
- Margules, C. R. & R. L. Pressey.** 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- Margules, C. R. & S. Sarkar.** 2007. Systematic conservation planning. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mason, N. W. H., K. MacGillivray, J. B. Steel & J. B. Wilson.** 2003. An index of functional diversity. *J. Veg. Sci.* 14: 571-578.
- May, R. M.** 1990. Taxonomy as destiny. *Nature*, 347: 129-130.
- McGill, B. J., Enquist, E. Weiher & M. Westoby.** 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.* 21: 178-185.
- Mittermeier, R. A., P. R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C. G. Mittermeier, J. Lamoreux & G. A. B. Fonseca.** 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Mexico City.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca & J. Kent.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Naeem, S.** 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conserv. Biol.* 12: 39-45.
- Nixon, K. C. & Q. D. Wheeler.** 1992. Measures of phylogenetic diversity, p. 216-234. *In:* M. J. Novacek & Q. D. Wheeler (Eds), *Extinction and phylogeny*. New York, Columbia University Press.
- Pavoine, S. & M. B. Bonsall.** 2010. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol. Rev.* DOI: 10.1111/j.1469-185X.2010.00171.x.
- Pavoine, S., O. Sébastien & A. B. Dufour.** 2005. Is the originality of a species measurable? *Ecol. Letters*, 8: 579-586.
- Pearson, D. L. & F. Cassola.** 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conserv. Biol.* 6: 376-391.
- Pereira, H. M., P. W. Leadley, V. Proena, R. Alkemade, J. P. W. Scharlemann, J. F. Fernandez-Manjarrés, M. B. Araújo, P. Balvanera, R. Biggs, W. W. L. Cheung, L. Chini, H. D. Cooper, E. L. Gilman, S. Guénette, G. C. Hurtt, H. P. Huntington, G. M. Mace, T. Oberdorff, C. Revenga, P. Rodrigues, S. J. Scholes, U. R. Sumaila & M. Walpole.** 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330: 1496-1501.
- Petchey, O. L.** 2003. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. *Oikos*, 101: 323-330.
- Petchey, O. L. & K. J. Gaston.** 2002a. Extinction and the loss of functional diversity. *Proc. R. Soc. Lond. B* 269: 1721-1727.

- Petchey, O. L. & K. J. Gaston.** 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Letters*, 9: 741-758.
- Petchey, O. L. & K. J. Gaston.** 2002b. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol. Letters*, 5: 402-411.
- Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman & T. M. Brooks.** 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269: 347-350.
- Pinto, M. P., J. A. F. Diniz-Filho, L. M. Bini, D. Blamires & T. F. L. V. B. Rangel.** 2008. Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian cerrado. *Divers. Distrib.* 14: 78-86.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn, J. H. Lawton, B. C. Eversham & D. W. Gibbons.** 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365: 335-337.
- Pressey, R. L.** 1994. Ad hoc reservations: forward and backward steps in developing representative reserve systems? *Conserv. Biol.* 8: 662-668.
- Pressey, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright & P. H. Williams.** 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.* 8: 124-128.
- Pressey, R. L., H. P. Possingham & C. R. Margules.** 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biol. Conserv.* 76: 259-267.
- Purvis, A. & A. Hector.** 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405: 212-219.
- Reyers, R. L., A. S. Jaarsveld & M. Krüger.** 2000. Complementary as a biodiversity indicator strategy. *Proc. Royal Soc. Lond. B*, 267: 505-513.
- Ricketts, T. H., E. Dinerstein, D. M. Olsen & C. Loucks.** 1999. Who's where in North America? Patterns of species richness and the utility of indicator taxa for conservation. *BioScience*, 49: 369-381.
- Ricotta, C.** 2004. A parametric diversity measure combining the relative abundances and taxonomic distinctiveness of species. *Divers. Distrib.* 10: 143-146.
- Ricotta, C.** 2002. Measuring taxonomic diversity with parametric information functions. *Comm. Ecol.* 3: 95-99.
- Rodrigues, A. S. L. & T. M. Brooks.** 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 38: 713-737.
- Ryti, R. T.** 1992. Effect of focal taxon on the selection of nature reserves. *Ecol. Appl.* 2: 404-410.
- Sarkar, S., J. Justus, T. Fuller, C. Kelley, J. Garson & M. Mayfield.** 2005. Effectiveness of environmental surrogates for the selection of conservation area networks. *Conserv. Biol.* 19: 815-825.
- Sarkar, S. & P. Iloldi-Rangel.** 2010. Systematic conservation planning: an updated protocol. *Natl. Conserv.* 8: 19-26.
- Sarkar, S., R. L. Pressey, D. P. Faith, C. R. Margules, T. Fuller, T. D. M. Stoms, A. Moffett, K. A. Wilson, K. J. Williams & S. Andelman.** 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Ann. Rev. Environ. Res.* 31: 123-159.
- Tilman, D.** 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, 80: 1455-1474.
- Tognelli, M. F.** 2005. Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biol. Conserv.* 121: 409-417.
- Turner, W. R., S. D. Wilcove & M. H. Swain.** 2006. Assessing the effectiveness of reserve acquisition programs in protecting rare and threatened species. *Conserv. Biol.* 20: 1657-1669.
- Vanderkam R. P., Y. F. Wiersma & D. J King.** 2007. Heuristic algorithms vs. linear programs for designing efficient conservation reserve networks: evaluation of solution optimality and processing time. *Biol. Conserv.* 138: 349-358.
- Vane-Wright, R. I., C. J. Humphries & P. H. Williams.** 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biol. Conserv.* 55: 235-254.

- Warman, L. D., A. R. E. Sinclair, G. C. E. Scudder, B. Klinkenberg & R. L. Pressey.** 2004. Sensitivity of systematic reserve selection to decisions about scale, biological data, and targets: case study from southern British Columbia. *Conserv. Biol.* 18: 655-666.
- Weiher, E. & P. Keddy.** 1999. *Ecological assembly rules. Perspectives, advances, retreats.* Cambridge University Press, Cambridge, 418 p.
- Williams, P., D. Faith, L. Manne, W. Sechrest & C. Preston.** 2006. Complementarity analysis: Mapping the performance of surrogates for biodiversity. *Biol. Conserv.* 128: 253-264.
- Williams, P. H., N. D. Burgess & C. Rahbek.** 2000. Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Anim. Conserv.* 3: 249-260.

Recebido em 12/XII/2010

Aceito em 18/XII/2010

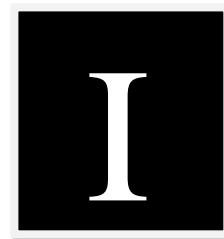
Objetivos

Objetivos

Diversos estudos tem testado o desempenho dos grupos indicadores, porém os mesmos têm chegado a resultados contraditórios. Conhecemos muito pouco da consistência dos grupos indicadores, grupo com eficiência igual e maior que a esperada pelo acaso em diferentes regiões, o que seria fundamental para selecioná-los *a priori*. Além disso, apesar da importância da diversidade funcional para o funcionamento, a resiliência e a persistência dos ecossistemas a longo prazo, à utilização de grupos indicadores para representar riqueza de espécies é de longe a medida mais utilizada por cientistas e tomadores de decisão para proteger a biodiversidade. A partir do exposto, meus objetivos específicos neste trabalho foram responder as seguintes questões:

1. Qual é a eficiência dos grupos indicadores em representar riqueza de todas as espécies e entre grupos?
2. Grupos indicadores formados por espécies com menor amplitude de distribuição geográficas (i.e. aquelas com distribuição restrita) têm melhor desempenho?
3. Quais espécies são perdidas quando utilizamos determinados grupos indicadores?
4. Quais grupos indicadores são consistentes?
5. Qual é a eficiência dos grupos indicadores em representar a diversidade funcional?

E para alcançar esses objetivos utilizei todas as espécies de mamíferos do Cerrado e da Mata Atlântica e todas as espécies de aves da Mata Atlântica.



Trindade-Filho J & Loyola RD (2011). **Performance and consistency of indicator groups in two Biodiversity Hotspots.** *PLoS ONE* 6(5): e19746. doi:10.1371/ journal.pone.0019746.

Performance and Consistency of Indicator Groups in Two Biodiversity Hotspots

Joaquim Trindade-Filho¹, Rafael Dias Loyola^{2*}

1 Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brazil, **2** Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brazil

Abstract

Background: In a world limited by data availability and limited funds for conservation, scientists and practitioners must use indicator groups to define spatial conservation priorities. Several studies have evaluated the effectiveness of indicator groups, but still little is known about the consistency in performance of these groups in different regions, which would allow their *a priori* selection.

Methodology/Principal Findings: We systematically examined the effectiveness and the consistency of nine indicator groups in representing mammal species in two top-ranked Biodiversity Hotspots (BH): the Brazilian Cerrado and the Atlantic Forest. To test for group effectiveness we first found the best sets of sites able to maximize the representation of each indicator group in the BH and then calculated the average representation of different target species by the indicator groups in the BH. We considered consistent indicator groups whose representation of target species was not statistically different between BH. We called effective those groups that outperformed the target-species representation achieved by random sets of species. Effective indicator groups required the selection of less than 2% of the BH area for representing target species. Restricted-range species were the most effective indicators for the representation of all mammal diversity as well as target species. It was also the only group with high consistency.

Conclusions/Significance: We show that several indicator groups could be applied as shortcuts for representing mammal species in the Cerrado and the Atlantic Forest to develop conservation plans, however, only restricted-range species consistently held as the most effective indicator group for such a task. This group is of particular importance in conservation planning as it captures high diversity of endemic and endangered species.

Citation: Trindade-Filho J, Loyola RD (2011) Performance and Consistency of Indicator Groups in Two Biodiversity Hotspots. PLoS ONE 6(5): e19746. doi:10.1371/journal.pone.0019746

Editor: Brock Fenton, University of Western Ontario, Canada

Received: December 2, 2010; **Accepted:** April 15, 2011; **Published:** May 26, 2011

Copyright: © 2011 Trindade-Filho, Loyola. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

Funding: R.D.L. research is funded by CNPq (projects #475886/2009-7 and #563621/2010-9). J.T.-F. was supported by a CAPES master scholarship. The funders had no role in study design, data collection and analysis, decision to publish, or preparation of the manuscript.

Competing Interests: The authors have declared that no competing interests exist.

* E-mail: avispa@gmail.com

Introduction

The current extinction rate surpasses more than a thousand times the basal rate of fossil records [1], and it should keep rising as human use of Earth's natural ecosystems increases [2–4]. To curb the effects of human pressure on biodiversity, conservation scientists, practitioners and policy makers collaborate to propose and establish natural protected areas, which still stand as the most effective and least expensive conservation strategy worldwide to ensure long-term conservation of species' populations [5,6]. However, resources available for conservation are limited, requiring planned strategies. This recognition led to the development of systematic conservation planning, which aims to ensure efficient use of scarce resources for conservation [7,8].

Despite the impressive efforts of current research, our knowledge of biodiversity is negligible in comparison with the urgency imposed by the current biodiversity crisis [9,10]. Constrained by data availability, conservation planners have used biodiversity surrogates when selecting sites of interest for conservation [11–13]. However, site-selection methods for biodiversity conservation rely fundamentally on information about the

spatial distribution of biodiversity [7], which is still very limited (a problem known as the 'Wallacean shortfall'). Moreover, available data on species' distribution are usually strongly biased to temperate and subtropical regions, as well as to particular taxonomic groups (e.g. mammals and birds). This entails a problem because lesser-known regions of the world are usually those with the greatest biodiversity, being also the regions with the greatest need for well designed and established conservation plans [1].

Conservation planning is necessarily based on biodiversity surrogates for whom data can be obtained [5,14]. Biodiversity surrogates are usually separated into two categories: (1) surrogates based on species, being either multi species (e.g. indicator groups) or single species (e.g. keystone species, umbrella species, and 'flagship species') [12,15,16], and (2) surrogates based on biotic and abiotic features, which can be mapped (e.g. remotely-sensed vegetation, land cover and environmental gradients) [12,17–20].

Surrogates based on indicator groups are substantially more effective than those based on environmental data [5]. Indicator groups can be defined as sets of species whose geographical distribution coincides with the aggregate distribution of other

taxonomic groups so that their representation will ensure the representation of diversity as a whole [21,22]. Of course, to act as an indicator group candidate groups must have known geographic distribution [11,23], and several methods have been proposed for the selection and evaluation of indicator group effectiveness [5,11,21,24]. Thus far, such evaluation has produced diverse and often contradictory results [5,25–28]. These contradictions relate to the nature of biodiversity features being represented, the choice of surrogates, differences among study regions, and the method applied to quantify surrogate effectiveness [12,29]. Therefore, it is currently impossible to make any generalization about the consistency of indicator groups, i.e. their effective performance in different geographic regions. Systematic investigations on the consistency of indicator groups would allow the selection of these groups *a priori* helping to accelerate conservation assessments as well as the decision-making process. Despite the obvious need for investigating the consistency of indicator groups, only very few studies have explicitly evaluated this aspect [11].

Here we used a biodiversity-rich data set of terrestrial mammals to systematically assess the effectiveness and consistency of indicator groups in two top-ranked Biodiversity Hotspots: the Brazilian Cerrado and the Atlantic Forest. First, we investigated the ability of each indicator group to represent all mammals, as well as endemic, threatened, and rare mammal species. Then, we assessed the consistency of indicator groups by comparing the ability of nine different sets of species to act as surrogates for all mammal species in both Biodiversity Hotspots. We show that even though more than one indicator group could be used as a surrogate for the representation of mammal biodiversity, only one of them (the restricted-range species) is consistent in its ability to represent mammals, including endemic and threatened species, in both Biodiversity Hotspots.

Results

Indicator group performance in representing all species

Sites selected based on different indicator groups captured more mammal species than those selected at random, in both Biodiversity Hotspots ($F_{21, 418} = 73.86$, $p < 0.01$, Fig. 1 and Table S1). Endemic species did not achieve high representation of all species (Fig. 1). Restricted-range species and Chiroptera were effective indicator groups, performing similar to the ideal model (Tukey's test, q value = 1.95 and 1.89, respectively; $p > 0.01$ — Fig. 1 and Table S1).

As expected, some indicator groups performed substantially better than others. In the Cerrado, indicator groups represented *ca.* 78% ($\pm 2.4\%$ SD) and 88% ($\pm 1.4\%$ SD) of all species. In the Atlantic Forest, indicator groups represented *ca.* 80% ($\pm 2.0\%$ SD) and 87% ($\pm 4.3\%$ SD) of all species (Fig. 1). The number of sites required for representing all species of each indicator group ranged from eight (for Carnivora) to 50 (for all species), in the Cerrado; and nine (for Carnivora) to 60 (for all species), in the Atlantic Forest.

Indicator group performance in representing target groups

Some indicator groups also performed better than others in representing target species. Again, restricted-range species was the best indicator group being more effective in representing all target species than groups randomly assorted. The performance of restricted-range species, varying from 66% ($\pm 4.3\%$ SD) to 99% ($\pm 1.0\%$ SD) in the Cerrado, and from 64% ($\pm 3.2\%$ SD) to 99% ($\pm 1.0\%$ SD) in the Atlantic Forest was statistically equal to the ideal model: 69% $\pm 8.4\%$ SD in the Cerrado, and 65%

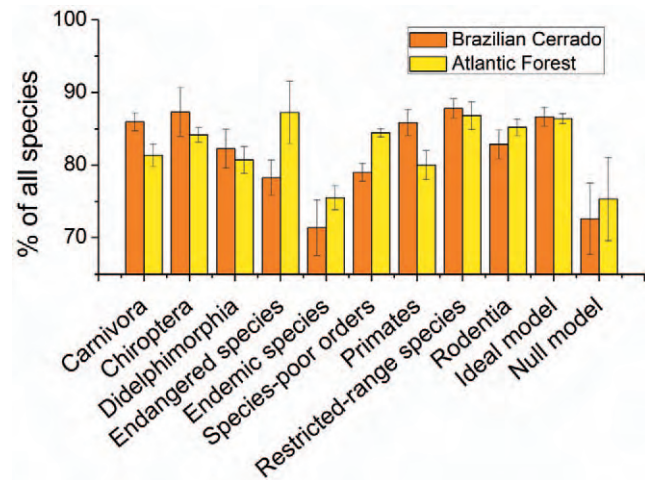


Figure 1. Effectiveness and the consistency of indicator groups to represent all mammal species in the Cerrado and the Atlantic Forest Biodiversity Hotspots. Effectiveness and consistency were measured as the percentage of all species represented in eight (Cerrado) and nine (Atlantic Forest) sites selected to protect all mammal species. Bars heights represent means of 20 reserve-selection analyses, error bars represent standard deviations. The ideal model and the null model stand for the result of sites selected based on all species pooled together and random species sets, respectively. doi:10.1371/journal.pone.0019746.g001

$\pm 2.3\%$ SD in the Atlantic Forest (q value = 1.89, $p > 0.01$, Fig. 2). Random species sets captured 8–90% of target species in the Cerrado, and 35–100% in the Atlantic Forest. Contrastingly, selecting sites based on endemic species provided less species representation than selecting sites based on random species sets.

Some indicator groups were also much better represented than others. The performance of indicator groups in representing Carnivora, Chiroptera, Didelphimorphia and species-poor orders ranged from 85% ($\pm 3.5\%$ SD) to 100% ($\pm 0.0\%$ SD) in the Cerrado, and from 86% ($\pm 3.2\%$ SD) to 100% ($\pm 0\%$ SD) in the Atlantic Forest (but some groups proved to be inefficient; Fig. 2). Although some groups represented a relatively large percentage of Carnivora, Chiroptera, Didelphimorphia and species-poor orders, they also represented a rather low percentage of restricted-range and endemic species. Despite some indicator groups were more effective in representing restricted-range and endemic species than random sets of species, their performances were relatively low. They represent between 21% ($\pm 9.1\%$ SD) and 47% ($\pm 3.2\%$ SD) of restricted-range species, and 42% ($\pm 6.7\%$ SD) and 50% ($\pm 6.6\%$ SD) of endemic species, in the Cerrado; and between 19% ($\pm 5.1\%$ SD) and 42% ($\pm 3.2\%$ SD) of restricted-range species and 50% ($\pm 3.7\%$ SD) and 63% ($\pm 4.3\%$ SD) of endemic species in the Atlantic Forest (Fig. 2).

Consistency of indicator groups

Only restricted-range species and Chiroptera performed consistently well in both Biodiversity Hotspots. On average, sites selected based on the distribution of restricted-range species captured 88% ($\pm 1.4\%$ SD) of overall diversity in the Cerrado and 87% ($\pm 1.9\%$ SD) in the Atlantic Forest. Sites selected to represent Chiroptera captured 87% ($\pm 3.4\%$ SD) of mammal species in the Cerrado and 84% ($\pm 0.9\%$ SD) in the Atlantic Forest (Fig.1).

When considering the representation of target groups, only restricted-range species was consistent (Fig.2, Table S1), with average representation between 64% ($\pm 4.2\%$ SD) and 99%

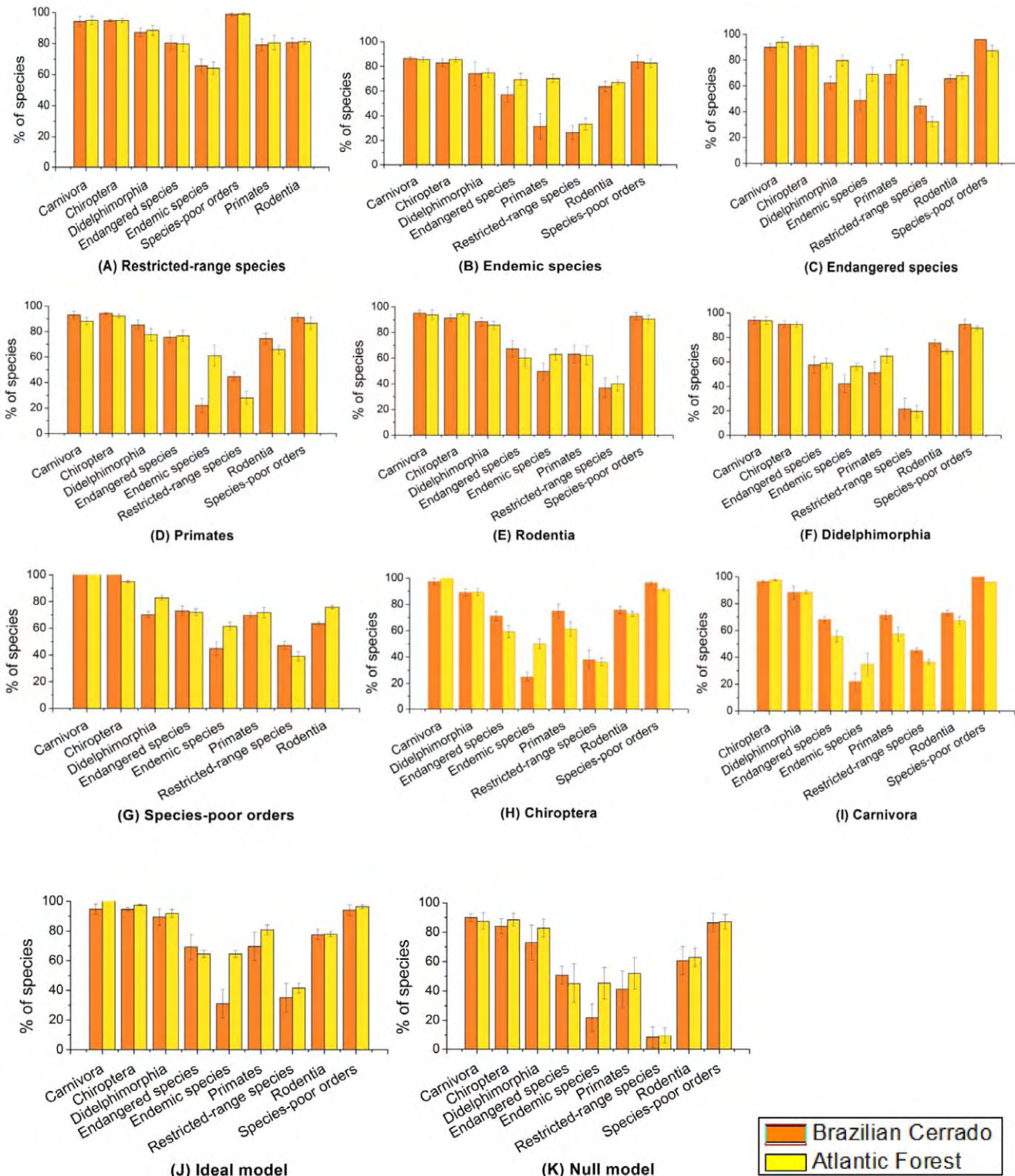


Figure 2. Effectiveness and consistency of each indicator group to represent mammal taxonomic groups in the Cerrado and the Atlantic Forest Biodiversity Hotspots. Graphs indicate how much diversity each indicator group (A–K) captured from each mammal taxonomic group in both Biodiversity Hotspots. Effectiveness and consistency were measured as the percentage of all species included in eight (Cerrado) and nine (Atlantic Forest) sites selected to protected all species of each indicator groups. Bars heights represent means of 20 reserve-selection analyses, error bars represent standard deviations. The ideal model and the null model stand for the result of sites selected based on all species pooled together and random species sets, respectively. doi:10.1371/journal.pone.0019746.g002

($\pm 1.0\%$ SD). Note that all other groups were inconsistent in the representation of endemic species.

Discussion

We show that priority sites selected based on indicator groups can include a large percentage of overall mammal diversity. Further, restricted-range species conveyed effective and consistent representation of mammals in both Biodiversity Hotspots. Some studies have reached similar conclusions [11,21,24], whereas others have demonstrated the inefficiency of indicator groups in representing restricted-range species, in particular [21]. Although still controversial (see Lawler et al. [21]) some authors argue that effective surrogacy requires the selection of large tracts of land so that most target species will be represented [30]. Contrastingly, here we showed that good surrogates required the selection of relatively small percentages (1.2–1.9%) of the Biodiversity Hotspots to outperform sites selected based on random species sets and even better than the ideal model.

Despite these relatively optimistic results, we must highlight a critical shortcoming here: first, these results hold for a very small and simple conservation goal of representing species in at least three grid cells. This is worryingly given that it shows that maintenance costs increase significantly with the implementation of protected areas to ensure the maintenance of species populations in the long term. Second, we used range maps as a proxy to species' geographic distribution. It is known that these maps tend to overestimate species' distribution [13] and then increase overall effectiveness of indicator groups whose distribution was based on range maps. One possible solution would be to model the distribution of all species using one or several combined methods for species distribution modeling currently available [31]. However, these models are full of uncertainties, most of which come from the algorithm used to model the species distribution and from the climate model applied to associate species' occurrence to climatic data, which could undermine conservation planning [32–36]. Uncertainties are also geographically structure [32], so that some regions of the world are particularly problematic for using such approach. Moreover, as we are not proposing the establishment of protected areas but rather suggesting that the use of some indicator groups are likely to be a shortcut for conservation assessment, using range maps still figure as a possible solution for investigating indicator group effectiveness and consistency, as demonstrated by several other studies [5,11,12,21–24].

An outstanding performance of restricted-range species is linked its unique scattered pattern of species' geographic distribution and the number of species composing this group. Restricted-range species, having small and scattered distributions cover a wide range of environmental conditions and spatial heterogeneity, co-occurring with habitat-specialized species, and leading to more complementary sets (i.e. higher beta-diversity) than any other group. This has been hypothesized also by Lawler et al. [11] and Larsen et al. [24], who reached similar conclusions (see also Pinto et al. [22] and Loyola et al. [23]). Alternatively, there might be another explanation for such a high performance of restricted-range species. For obvious reasons, when we evaluated the performance of restricted-range species in representing any other group, we removed these species of that particular group (otherwise we would clearly overestimate the effectiveness of the indicator). However, no group is capable of representing range-restricted species quite well – which implies an advantage to the later. Following this reasoning, every indicator group would need to represent some (if not all) of restricted-range species which are

spread through all mammal orders. This means that restricted-range species, being difficult to be captured, might decrease the average representation of each indicator group, i.e. when one uses restricted-range species as an indicator group, by default, one protects one of the hardest groups to represent in the studied Biodiversity Hotspots. This explanation does not rule out the first one, instead, it helps us to further understand why restricted-range species had such a good performance in this study.

Endemic and endangered species are also important targets for continental and global conservation efforts [37–39] because they often have small populations and few sites still available for conservation. Differently from previously observed (e.g. Lamoreux et al. [29]), we showed that only restricted-range species have patterns of distribution geographic congruent with all others species. Hence, only this group provides efficiency and consistency in all studied regions; the use of these species is crucial to capture groups of species of great ecological interest, such as endangered species and endemic species. We also showed that endemic species were not good indicator groups. This happens partially because of the distribution patterns of these species in the Cerrado and Atlantic Forest; these local endemic species have clumped spatial distributions in these regions and therefore do not capture the multiple environmental gradients covered by restricted-range species.

Finally, it is worth noting that our analyses evaluated the effectiveness of indicator groups in representing only species richness as our measure of biodiversity, and thus do not incorporate other important aspects such as the persistence of biodiversity, as well as functional and phylogenetic diversity, for example [40,41]. For now, we can generalize studies with indicator groups only if the group is composed by specie having restricted geographical distribution, which would increase our predictive ability to represent species across different sites. Restricted-range species is the single group which seems to achieve the standards of an effective and consistent surrogate for representing threatened and endemic species in two top-ranked Biodiversity Hotspots. Conservation actions relying on other taxonomic groups are supposed to fail to protect the imperiled fauna of such important and unique regions of the globe.

Materials and Methods

Data and scope of study

We superimposed a grid system with cells of 0.5° latitude x 0.5° longitude (ca. 52.5 km side at the Equator) to two top-ranked Biodiversity Hotspot, obtaining a network of 678 grid cells for the Brazilian Cerrado and 469 grid cells for the Atlantic Forest. We clipped extent of occurrence maps (available at <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/spatial-data>) for 392 terrestrial mammal species inhabiting these Biodiversity Hotspots and associated them with our grid system.

The Cerrado is the second largest Brazilian domain, extending over an area of 2,036,448 km², 23.92% of Brazilian territory [42]. The Atlantic Forest biome had an original area of 1,233,875 km² of which only 11.4–16% remains [43], with remnants is present mostly in the Brazilian territory, but including also the east parts of Paraguay and the province of Misiones, in Argentina. We chose these Biodiversity Hotspots as our case study for some reasons: (1) they are very different in respect to their inhabiting fauna and flora, geological aspect (including soils and relief), and natural vegetation cover; the Atlantic Forest is mostly composed of forest ecosystems whereas the Cerrado is a vastly tropical savanna-like ecoregion [44], (2) although they figure as Biodiversity Hotspots, they have received little attention respective to the establishment of

protected areas in Brazil [45], (3) they are severely threatened by agriculture and cattle ranching expansion [46,47], and (4) they require urgent conservation actions, figuring as regions that could provide cost-effective actions in a global context [48–50].

We divided mammals into nine potentially indicator groups, as follow: the orders Carnivora, Chiroptera, Primates, Rodentia, and Didelphimorphia, species-poor orders [i.e. those with less than 17 species (Cetartiodactyla, Cingulata, Lagomorpha, Perissodactyla, Pilosa)], threatened species, endemic species and restricted-range species (Table 1). Threatened species were those classified as ‘vulnerable’, ‘endangered’ and ‘critically endangered’ according to IUCN (2010). We defined restricted-range species as the 10% of the species with the smallest number of occupied grid cells in each Biodiversity Hotspot. Note that species with relatively small global range sizes might be widely distributed in our study and that species with relatively large global ranges might have locally restricted distributions in the studied Biodiversity Hotspots (see also Lawler & White [11]).

Evaluating the performance and consistency of indicator groups

We used two approaches to evaluate the performance of indicator groups in the Cerrado and the Atlantic Forest. Initially, we searched for the smallest set of grid cells needed to represent all species of each indicator group (the so-called ‘minimum set coverage problem’) [51]. We considered a satisfactory solution that in which each species occurred in at least three grid cells. This representation goal (occurrence in at least three grid cells) stands as a proxy for enhancing species persistence when no information about population viability is available or when a high number of species is considered. Among all potential indicator groups, the order Carnivora needed the least number of grid cells to represent their own species (eight grid cells in the Cerrado and nine grid cells in Atlantic Forest) (Table 1).

Later, we searched for the 20 best sets of sites able to maximize the representation of each indicator group within eight and nine grid cells (in the Cerrado and Atlantic Forest, respectively) – a

conservation problem known as the ‘maximal representation problem’ [52]. In this case, we found the best spatial solutions for representing the maximum number of species for each group, with the restriction that these solutions could not exceed eight grid cells in the Cerrado and nine grids in the Atlantic Forest. This was necessary so that the effectiveness of the indicators (in terms of the percentage of represented diversity) could be compared without biases related to the number of sites covered by the group (see also Lawler & White [11]).

Both optimization problems were solved using the simulated annealing algorithm [53,54], designed with this specific purpose and available in the conservation decision support tool MARXAN [53]. Simulated annealing is an approximate optimization algorithm which starts by drawing one subset of grid cells at random. Then it explores multiple solutions to an objective function, making successive random modifications in initial subset. At each step, the new solution is compared with the previous solution, keeping the best one [53,54].

The average percentage of target-species representation (i.e. all species except the indicator group being tested) across the Biodiversity Hotspots served as our measure of indicator group performance. For comparison, we run 20 solutions with eight and nine cells (for the Cerrado and the Atlantic Forest, respectively) based on a random set of species and evaluated their effectiveness in representing all species as well as the species of each indicator group. We built these sets to compare whether the performance of indicator groups was higher, similar, or lower than that expected by groups of species randomly assorted (see Larsen et al. [24]). We also ran 20 solutions of eight and nine cells based on the information of all species’ distribution. We called these sets ‘ideal models’, i.e. those upon which conservation plans would be ideally based on once all species were considered in the analysis. We then compared the average percentage of representation and consistency of each group indicator group in both Biodiversity Hotspots by two-way Analysis of Variance (ANOVA), in which the Biodiversity Hotspot and the indicator groups were factors and group effectiveness in capturing biodiversity was the response variable. We compared the pairwise performance of each indicator group by the Tukey’s posthoc test [11]. We defined effective indicator groups those whose average representation of target species exceeded that obtained by random solutions. We also defined consistent indicator groups as those whose performance in both Biodiversity Hotspots was not statistically different.

Finally, we set the level of significance of our analyses at 1%, given that although sets of solutions for each indicator group were unique, there was high overlap of grid cells tagged as important, reducing the independence of the solutions [11]. Reducing the level of significance to a more conservative value has been accepted as a way to reduce the effects of spatial autocorrelation in spatial patterns when particular methods for controlling this phenomenon is not applicable or simple unnecessary (see Diniz-Filho et al. [55], Kubota et al. [56], and Loyola [57]).

Supporting Information

Table S1 The effect of the Biodiversity Hotspot and mammal order or family (in the case of the order Passeriformes) on the effectiveness of indicator groups in representing mammal species in the Brazilian Cerrado and the Atlantic Forest. Results for the Tukey’s test indicate pairwise comparisons of indicator group effectiveness for both Biodiversity Hotspots. (DOC)

Table 1. The number of species and sites required to maximize the representation of all species of each indicator group and all mammal species in the Brazilian Cerrado and the Atlantic Forest Biodiversity Hotspots.

Indicator groups	Number of species		Number of sites required to represent all species	
	Brazilian	Atlantic	Brazilian	Atlantic
	Cerrado	Forest	Cerrado	Forest
Carnivora	21	22	8	9
Chiroptera	109	98	21	15
Didelphimorphia	31	31	14	15
Endangered species	21	30	21	27
Endemic species	17	48	27	34
Primates	30	25	18	20
Restricted-range species	32	36	43	51
Rodentia	94	113	38	48
Species-poor orders	23	23	10	12
All species	308	312	50	60

doi:10.1371/journal.pone.0019746.t001

Acknowledgments

Two reviewers, Carlos Eduardo de Viveiros Grelle, Luis Mauricio Bini, and Brock Fenton helped us to improve the manuscript. This study was carried out in the Graduate Program of Ecology and Evolution, Federal University of Goiás, Brazil.

References

- Pimm SL, Russell GJ, Gittleman JL, Brooks TM (1995) The future of biodiversity. *Science* 269: 347–350.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494–499.
- Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, Molinari N, Richers BT, et al. (2008) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol Lett* 11: 1–12.
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime JP, et al. (2001) Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294: 804–808.
- Rodrigues ASL, Brooks TM (2007) Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annu Rev Ecol Evol S* 38: 713–737.
- Loucks C, Ricketts TH, Naidoo R, Lamoreux J, Hoekstra J (2008) Explaining the global pattern of protected area coverage: relative importance of vertebrate biodiversity, human activities and agricultural suitability. *J Biogeogr* 35: 1337–1348.
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.
- Pressey R, Humphries C, Margules C, Vane-Wright R, Williams P (1993) Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol Evol* 8: 124–128.
- Purvis A, Hector A (2000) Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405: 212–219.
- Carbayo F, Marques AC (2011) The costs of describing the entire animal kingdom. *Trends Ecol Evol* 26: 154–155.
- Lawler JJ, White D (2008) Assessing the mechanisms behind successful surrogates for biodiversity in conservation planning. *Anim Conserv* 11: 270–280.
- Grantham HS, Pressey RL, Wells JA, Beattie AJ (2010) Effectiveness of Biodiversity Surrogates for Conservation Planning: Different Measures of Effectiveness Generate a Kaleidoscope of Variation. *PLoS ONE* 5(7): e11430. doi:10.1371/journal.pone.0011430.
- Rondinini C, Wilson KA, Boitani L, Grantham H, Possingham HP (2006) Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecol Lett* 9: 1136–1145.
- Margules CR, Sarkar S (2007) *Systematic Conservation Planning*. Cambridge: Cambridge University Press. 278 p.
- Andelman SJ, Fagan WF (2000) Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *P Natl Acad Sci USA* 97: 5945–5959.
- Mace G, Possingham HP, Leader-Williams N (2007) Prioritizing choices in conservation. In: Macdonald DW, Service K, eds. *Key topics in conservation biology*. Oxford: Blackwell Oxford. pp 17–34.
- Faith DP, Walker PA (1996a) Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodivers Conserv* 5: 399–415.
- Faith DP, Walker PA (1996b) How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas? on hotspots, complementarity and pattern-based approaches. *Biodivers Lett* 3: 18–25.
- Sarkar S, Justus J, Fuller T, Kelley C, Garson J, et al. (2005) Effectiveness of environmental surrogates for the selection of conservation area networks. *Conserv Biol* 19: 815–825.
- Trakhtenbrot A, Kadmon R (2005) Environmental cluster analysis as a tool for selecting complementary networks of conservation sites. *Ecol Appl* 15: 335–345.
- Lawler JJ, White D, Sifneos JC, Master LL (2003) Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conserv Biol* 17: 875–882.
- Pinto MP, Diniz-Filho JAF, Bini LM, Blamires D, Rangel TFLVB (2008) Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian Cerrado. *Divers Distrib* 14: 78–86.
- Loyola RD, Kubota U, Lewinsohn TM (2007) Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Divers Distrib* 13: 389–396.
- Larsen FW, Bladt J, Rahbek C (2009) Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Divers Distrib* 15: 70–79.
- Bani L, Massimino Bottoni DL, Massa R (2006) A multiscale method for selecting indicator species and priority conservation areas: a case study for broadleaved forests in Lombardy, Italy. *Conserv Biol* 20: 512–526.
- Chiarucci A, D'auria F, Bonini I (2007) Is vascular plant species diversity a predictor of bryophyte species diversity in Mediterranean forest? *Biodivers Conserv* 16: 525–545.
- Schmit JP, Mueller GM, Leacock PR, Mata JL, Wu QF, et al. (2005) Assessment of tree species richness as a surrogate for macrofungal species richness. *Biol Conserv* 121: 99–110.
- Lewandowski AS, Noss RF, Parsons DR (2010) The Effectiveness of Surrogate Taxa for the Representation of Biodiversity. *Conserv Biol* 24: 1367–1377.

Author Contributions

Conceived and designed the experiments: JTF RDL. Performed the experiments: JTF. Analyzed the data: JTF RDL. Contributed reagents/materials/analysis tools: JTF RDL. Wrote the paper: JTF RDL.

- Lamoreux JF, Morrison JC, Ricketts TH, Olson DM, Dinerstein E, et al. (2006) Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212–214.
- Howard PC, Viskanic P, Davenport TRB, Kigenyi FW, Baltzer M, et al. (1998) Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394: 472–475.
- Araújo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol Evol* 22: 42–47.
- Diniz-Filho JAF, Bini LM, Rangel TF, Loyola RD, Hof C, et al. (2009) Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32: 897–906.
- Diniz JAF, de Oliveira G, Bini LM, Loyola RD, Nabout JC, et al. (2009) Conservation biogeography and climate change in the Brazilian Cerrado. *Nat Conservacao* 7: 100–112.
- Diniz JAF, Nabout JC, Bini LM, Loyola RD, Rangel TF, et al. (2010) Ensemble forecasting shifts in climatically suitable areas for *Tropidacris cristata* (Orthoptera: Acridoidea: Romaleidae). *Insect Conserv Diver* 3: 213–221.
- Wilson KA, Westphal MI, Possingham HP, Elith J (2005) Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distribution data. *Biol Conserv* 122: 99–112.
- Loiselle BA, Howell CA, Graham CH, Goerck JM, Brooks T, et al. (2003) Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conserv Biol* 17: 1591–1600.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Stattersfield AJ, Crosby MJ, Long AJ, Wege DC (1998) *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. Cambridge: Birdlife International. 846 p.
- Loyola RD, Kubota U, Fonseca GAB, Lewinsohn TM (2009) Key Neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodivers Conserv* 18: 2017–2031.
- Devictor V, Mouillot D, Meynard C, Jiguet F, Thuiller W, et al. (2010) Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecol Lett* 13: 1030–1040.
- Carvalho RA, Cianciaruso MV, Trindade-Filho J, Sagnori MD, Loyola RD (2010) Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. *Nat Conservacao* 8: 171–176. doi:10.4322/natcon.00802012.
- Oliveira PS, Marquis RJ (Orgs.) (2002) *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press. 424 p.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142: 1141–1153.
- Rizzini CT (1997) *Tratado de fitogeografia do Brasil*. 2a. ed Rio de Janeiro: Ambito Cultural. 747 p.
- Rylands AB, Brandon K (2005) Brazilian protected areas. *Conserv Biol* 19: 612–618.
- Diniz-Filho JAF, Bini LM, Pinto MP, Terrille LC, Oliveira G, et al. (2008) Conservation planning: a macroecological approach using the endemic terrestrial vertebrates of the Brazilian Cerrado. *Oryx* 42: 567–577.
- Dobrovolski R, Diniz-Filho JAF, Loyola RD, De Marco P (2011) Agricultural expansion and the fate of global conservation priorities. *Biodivers Conserv*, in press. doi:10.1007/s10531-011-9997-z.
- Jenkins CN, Alves MAS, Pimm SL (2010) Avian conservation priorities in a top-ranked biodiversity hotspot. *Biol Conserv* 143: 992–998.
- Becker CG, Loyola RD, Haddad CFB, Zamudio KR (2010) Integrating species life-history traits and patterns of deforestation in amphibian conservation planning. *Divers Distrib* 16: 10–19.
- Loyola RD, Oliveira-Santos LGR, Almeida-Neto M, Nogueira DM, Kubota U, et al. (2009) Integrating Economic Costs and Biological Traits into Global Conservation Priorities for Carnivores. *PLoS ONE* 4(8): e6807. doi:10.1371/journal.pone.0006807.
- Underhill LG (1994) Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biol Conserv* 70: 85–87.
- Church RL, Stoms DM, Davis FW (1996) Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biol Conserv* 76: 105–112.
- Possingham HP, Ball I, Andelman SJ (2000) Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: Ferson S, Burgman M, eds. *Quantitative methods for conservation biology*. New York: Springer. pp 291–305.
- Kirkpatrick S, Gelatt CD, Vecchi MP (1983) Optimization by simulated annealing. *Science* 220: 671–680.

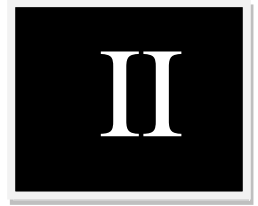
55. Diniz-Filho JAF, Bini LM, Hawkins BA (2003) Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecol Biogeogr* 12: 53–64.
56. Kubota U, Loyola RD, Almeida AM, Carvalho DE, Lewinsohn TM (2007) Body size and host range co-determinate the altitudinal distribution of Neotropical tephritid flies. *Global Ecol Biogeogr* 16: 632–639.
57. Loyola RD (2009) Broad-scale hypotheses do not account for species richness patterns of Central American mayflies. *The Open Ecology Journal* 2: 29–36. doi:10.2174/1874213000902010029.

Table S1. The effect of the Biodiversity Hotspot and mammal order on the effectiveness of indicator groups in representing mammal species in the Brazilian Cerrado and the Atlantic Forest. Results for the Tukey's test indicate pairwise comparisons of indicator group effectiveness for both Biodiversity Hotspots.

Source of variation	ANOVA				Tukey's test		
	Degrees of freedom	Mean Square	F value	P value	Mean difference	Q value	P value
Biodiversity Hotspot	1	47.78	7.08	0.008	—	—	—
Indicator group	10	8366.76	124.0	0.001	—	—	—
Interaction	10	2047.29	30.35	0.001	—	—	—
Model	21	10461.84	73.86	0.001	—	—	—
Error	418	2819.25	—	—	—	—	—
Chiroptera *	—	—	—	—	2.075	5.053	0.017
Carnivora	—	—	—	—	—	—	—
Didelphimorphia *	—	—	—	—	-2.175	5.297	0.009
Carnivora	—	—	—	—	—	—	—
Didelphimorphia *	—	—	—	—	-4.25	10.351	0.001
Chiroptera	—	—	—	—	—	—	—
Species-poor orders	—	—	—	—	-1.925	4.688	0.039
* Carnivora	—	—	—	—	—	—	—
Species-poor orders	—	—	—	—	-4	9.741	0.001
* Chiroptera	—	—	—	—	—	—	—
Species-poor orders	—	—	—	—	0.25	0.609	1
* Didelphimorphia	—	—	—	—	—	—	—
Primates *	—	—	—	—	-0.725	1.765	0.976
Carnivora	—	—	—	—	—	—	—
Primates *	—	—	—	—	-2.8	6.818	0.001
Chiroptera	—	—	—	—	—	—	—
Primates *	—	—	—	—	1.45	3.531	0.309
Didelphimorphia	—	—	—	—	—	—	—
Primates * Species-poor orders	—	—	—	—	1.2	2.922	0.602
Rodentia *	—	—	—	—	0.375	0.913	0.999
Carnivora	—	—	—	—	—	—	—
Rodentia *	—	—	—	—	-1.7	4.141	0.118
Chiroptera	—	—	—	—	—	—	—
Rodentia *	—	—	—	—	2.55	6.211	0.001
Didelphimorphia	—	—	—	—	—	—	—
Rodentia * Species-poor orders	—	—	—	—	2.3	5.601	0.004
Rodentia * Primates	—	—	—	—	1.1	2.679	0.721
Endangered species	—	—	—	—	-0.9	2.192	0.902
* Carnivora	—	—	—	—	—	—	—
Endangered species	—	—	—	—	-2.975	7.245	0.001

* Chiroptera								
Endangered species	—	—	—	—	1.275	3.105	0.509	
* Didelphimorphia								
Endangered species	—	—	—	—	1.025	2.496	0.799	
* Species-poor orders								
Endangered species	—	—	—	—	-0.175	0.426	1	
* Primates								
Endangered species	—	—	—	—	-1.275	3.105	0.509	
* Rodentia								
Restricted-range species	—	—	—	—	3.65	8.889	0.001	
* Carnivora								
Restricted-range species	—	—	—	—	1.575	3.836	0.198	
* Chiroptera								
Restricted-range species	—	—	—	—	5.825	14.186	0.001	
* Didelphimorphia								
Restricted-range species	—	—	—	—	5.575	13.577	0.001	
* Species-poor orders								
Restricted-range species	—	—	—	—	4.37	10.654	0.001	
* Primates								
Restricted-range species	—	—	—	—	3.275	7.976	0.001	
* Rodentia								
Restricted-range species	—	—	—	—	4.55	11.081	0.001	
* Endangered species								
Endemic species	—	—	—	—	-10.225	24.901	0	
* Carnivora								
Endemic species	—	—	—	—	-12.3	29.954	0.001	
* Chiroptera								
Endemic species	—	—	—	—	-8.05	19.604	0.001	
* Didelphimorphia								
Endemic species	—	—	—	—	-8.3	20.213	0	
* Species-poor orders								
Endemic species	—	—	—	—	-9.5	23.135	0	
* Primates								
Endemic species	—	—	—	—	-10.6	25.814	0.001	
* Rodentia								
Endemic species	—	—	—	—	-9.325	22.709	0	
* Endangered species								
Endemic species	—	—	—	—	-13.875	33.789	0	
* Restricted-range species								
All species	—	—	—	—	2.875	7.001	0.001	
* Carnivora								
All species	—	—	—	—	0.8	1.948	0.953	

Chiroptera								
All species *	—	—	—	—	5.05	12.298	0.001	
Didelphimorphia								
All species *	—	—	—	—	4.8	11.689	0.001	
Species-poor orders								
All species *	—	—	—	—	3.6	8.767	0.001	
Primates								
All species *	—	—	—	—	2.5	6.088	0.001	
Rodentia								
All species *	—	—	—	—	3.775	9.193	0.001	
Endangered species								
All species *	—	—	—	—	-0.775	1.887	0.962	
Restricted range species. Restrita								
All species *	—	—	—	—	13.1	31.902	0.001	
Endemic species								
Random * Carnivora	—	—	—	—	-9.7	23.622	0	
Random *	—	—	—	—	-11.775	28.676	0.001	
Chiroptera								
Random *	—	—	—	—	-7.525	18.326	0.001	
Didelphimorphia								
Random * Speeces-poor orders	—	—	—	—	-7.775	18.934	0.001	
Random * Primates	—	—	—	—	-8.975	21.857	0	
Random * Rodentia	—	—	—	—	-10.075	24.535	0	
Random *	—	—	—	—	-8.8	21.431	0	
Endangered species								
Random *	—	—	—	—	-13.35	32.511	0.001	
Restricted-range species								
Random * Endemic species	—	—	—	—	0.525	1.278	0.998	
Random * All species	—	—	—	—	-12.575	30.624	0.001	



Trindade-Filho J, Sobral FL, Cianciaruso MV, Loyola RD (2011). **Using indicator groups to represent bird functional diversity.** *Biological Conservation*, submitted.

Using indicator groups to represent bird functional diversity

Joaquim Trindade-Filho¹, Fernando Landa Sobral¹, Marcus Vinicius Cianciaruso² & Rafael Dias Loyola^{2, *}

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, ICB, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brazil.

² Departamento de Ecologia, ICB, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brazil.

*avispa@gmail.com

ABSTRACT

Land-use intensification causes species losses reducing functional trait diversity and ecosystem function. Functional diversity and functional originality of assemblages have been identified as a key to understanding ecosystem and community functioning, yet it has been rarely included in conservation planning. The use of indicator groups to represent species richness is by far the most common measure used for developing plans to conserve current and future biodiversity. Could indicator groups be used for representing functional diversity and functional originality of whole assemblages? Using a continuous measure of functional diversity and functional originality derived from the quantitative functional traits of species and their functional relationships, we assessed, for the first time ever, the effectiveness of 16 indicator groups in representing these ecosystem and functional components of biodiversity to answer this question. We show that restricted-range species is the most effective surrogate group to capture functional diversity and functional originality and its use is likely to guarantee the conservation of ecosystem processes through the representation of the unique species, as well as ecosystem stability in the long term, with the representation of the redundant species.

Key words: Biodiversity surrogates, systematic conservation planning, ecosystem processes, redundancy, originality.

1. Introduction

Land-use change is one of the most important causes of species losses reducing also functional trait diversity at different spatial scales. Given the urgency of conservation actions, scientists and practitioners started using biodiversity patterns as reliable surrogates of ecosystem function, although this link still needs empirical and even theoretical support (see Naeem 1998, Tilman 2000, Mayfield et al. 2010). Here we demonstrate that conservationists can use particular species to represent functional diversity of whole

assemblages, guaranteeing the maintenance of ecosystem processes in the long term.

Functional diversity is a biodiversity component that represents the extent of the functional differences among species based on the distinction of their morphological, physiological and ecological traits (Petchey and Gaston, 2006). Species loss may lead to a reduction in functional diversity depending on the intrinsic redundancy of assemblages (Petchey et al. 2007; Flynn et al., 2009). A decrease in the functional diversity of local and regional assemblages could have dramatic consequences for ecosystem functioning because the traits of species, not just the number of taxonomic units, ultimately drive biodiversity-ecosystem functioning relationships (Díaz and Cabido, 2001; Hooper et al., 2005).

Therefore, functional diversity will often be the most ecologically relevant biodiversity measure (Díaz and Cabido, 2001), explaining and predicting changes in the ecosystem functioning that may result from species extinctions as well as other impacts caused by humans (Loreau et al., 2001; Petchey and Gaston, 2002; Flynn et al., 2009). The unprecedented rates and global extent of current biodiversity loss (Pimm et al., 1995) have prompted a rapidly growing body of research exploring its functional consequences (Chapin et al., 1998; Loreau et al., 2001; Flynn et al. 2009; Mayfield et al., 2010). These studies have found that declines in species richness impair ecosystem functions, undermining the provisioning of ecosystem services and the ecosystem processes that support human well-being. Techniques for measuring biological diversity have developed in step with theoretical advances in linking species diversity and ecosystem function (Naeem, 1998; Tillman, 1997; Díaz and Cabido, 2001). This relation has resulted in a growing focus on the diversity and values of functional traits that influence ecosystem functioning, as a tool for explaining the role of organisms in ecosystems and the ecological impacts of their loss (Petchey and Gaston, 2006; Flynn et al. 2009). Additionally, the functional traits of species, while providing information on resource use and habitat requirements of species, have the potential to elucidate the processes governing biodiversity patterns and assembly rules driven by functional traits (Mason et al., 2007; Gómez et al. 2010; Mayfield et al., 2010). Nonrandom distributions of species' traits could indicate that processes such as limiting similarity or environmental filtering are responsible for the structure local assemblages (Holdaway and Sparrow, 2006; Petchey et al., 2007).

Because functional diversity consists of the range and values of key traits, assemblages with high number of species but low functional diversity can be said to have high functional redundancy (Naeem, 1998; Petchey et al., 2007). Functional redundancy occurs when coexisting species share similar trait states, which may reflect niche overlap if traits are defined in a biologically appropriate way (Díaz and Cabido, 2001). Conversely, when each species present in a community represents a unique combination of traits, they have high values of originality. On the one hand, functional redundancy provides resilience and resistance against the loss of functions and services provided by that assemblage if different species show compensatory responses following environmental change (Naeem, 1998). On the other hand, in assemblages with high species originality, the loss of even a few species could have dramatic consequences for ecosystem functioning (Petchey et al., 2007; Flynn et al., 2009). In theory, preserving several components of biodiversity simultaneously could be achieved by maximizing the protection of taxonomic diversity within a systematic conservation planning framework (Margules and Pressey, 2000). Actually, past and current conservation strategies have focused on priority taxa or areas to protect rarity and endemism (e.g. Myers et al., 2000; Rodrigues et al., 2004; Kier et al., 2009; Loyola et al., 2009). By definition, a complementary network of sites that encompasses all species will capture all functional diversity, although established reserves usually do not capture a significant amount of this biodiversity component (Carvalho et al., 2010). This is supported by the concept that effective strategies towards biodiversity conservation require not only the inclusion of individual species, functions or lineages in protected areas, but also sets of species that ensure not only the functioning of ecosystems but also its resilience and stability. Because studies have already demonstrated that functional diversity might be lost faster than we lose species (Heard and Mooers, 2000; Petchey and Gaston, 2002b; Taylor et al., 2006), preserving different aspects of biodiversity poses a new and important challenge for conservation biology (Carvalho et al., 2010; Devictor et al., 2010; Mayfield et al., 2010).

The big issue here is that any well planned strategy for the conservation of functional diversity requires knowledge on the distribution of species and their functional traits. However, our knowledge of biodiversity is still negligible in comparison to the amount of unknown diversity, the urgency, importance and economical costs of the task of

conserving it (Purvis and Hector 2000; Carbayo and Marques, 2011). Therefore, conservation planners have been using surrogates for biodiversity such as indicator groups, when selecting sites of interest for conservation (Rodrigues and Brooks, 2007; Lawler and White, 2008). To meet indicator group criterion candidate groups need to have known geographic distribution (Loyola et al., 2007; Lawler and White, 2008), which is usually a problem; further, between-species interactions and species functional roles involve complex and often an unknown suite of traits, making the use of indicator groups even more interesting as a shortcut for proposing conservation action based on particular biodiversity features.

Here, we present for the first time an approach that uses indicator groups to represent functional diversity, and discuss its theoretical and applied consequences for biodiversity conservation. We hypothesize that effective indicator groups of functional diversity should be formed by species sets that occupy many different habitats, thus covering a wide range of environmental conditions and spatial heterogeneity. Being so, they co-occur with habitat-specialized species leading to more complementary sets of species, and representing more species that are complementary in resource use (e.g. restricted-range species). For that, we used a set of 854 birds that inhabit the Atlantic Forest Biodiversity Hotspot and evaluated the effectiveness of sixteen indicator groups in representing bird functional diversity. We conducted our analyses in two steps. First, we assessed the effectiveness of each indicator group in representing all species. With these result we constructed a species composition matrix represented by each indicator group. Then, we assessed their effectiveness in representing functional diversity in the region. Finally, we compared the effectiveness of indicator groups to represent complementary and redundant species. Here, we provide new insights on the effectiveness of indicator groups to represent functional diversity and suggests that the group formed by restricted-range species can protect the functioning, resilience and resistance of ecosystems, being so, important to biodiversity conservation.

2. Methods

2.1. Data and Scope of study

Despite the little knowledge on species distribution and functional traits for many taxonomic groups, we know this fairly well of birds. Birds are the best-studied class of organism and several studies have established their significance as important mobile links in the dynamics of natural and human-dominated ecosystems (Lundberg and Moberg, 2003; Stiles, 1985; Mols and Visser, 2002). Birds are crucial for maintaining ecosystem function, persistence and resilience (Lundberg and Moberg, 2003; Flynn et al. 2009). Avian ecological functions encompass all three major linkages: genetic, resource and process (Sekercioglu, 2006). Given the ecological significance of birds this group is an excellent candidate for the indicator group approach.

We focused our analyses on the entire set of 854 bird species occurring in the Atlantic Forest Biodiversity Hotspot as indicated by extent of occurrence maps provided by Nature Serve (version 3.0) (Ridgely et al., 2007). The Atlantic Forest had an original area of 1,233,875 km² of which only 11.4-16.0% remains (Ribeiro et al., 2009). The biome is characterized by high species diversity, high level of endemism and a high number of threatened species, being considered one of the most unique biogeographical unit in South America (Metzger, 2009).

Presence-absence matrices were built from species distribution data by superimposing a grid system with cells of 0.5° latitude x 0.5° longitude (ca. 52.5 km side) to the region, obtaining a network with 469 grid cells. Thus, a given species was considered present if its extent of occurrence covers any of these cells. For each grid cell we calculated values of functional diversity associated to its respective species composition. Based on these values we built maps with the observed spatial patterns of bird functional diversity in the Atlantic Forest (Fig. 1A).

We separated the Atlantic Forest birds into 16 potential indicator groups, containing at least 20 species. The order Passeriformes was divided into the families given the large number of species found in this order (Table 1). Endangered species were those classified as “vulnerable”, “endangered” and “critically endangered” according to the IUCN (2010). Restricted-range species were the 10% of the species with the smallest number of occupied grid cells in the Atlantic Forest (see Table 1).

2.2. Evaluating the performance of indicator groups to represent functional diversity

We used two approaches to evaluate the performance of indicator groups in representing functional diversity in the Atlantic Forest. First, we searched for the smallest set of grid cells needed to represent every species of each indicator group in at least one grid cell, the so-called 'minimum set coverage problem' (Underhill, 1994; Table 1). Among the potential indicator groups, Falconiformes, Ciconiformes, Icteridae, Charadriiformes needed the least number of grid cells to represent their species (three grid cells for all of them) (Table 1). Second, we evaluated the best set of sites able to maximize the representation of each surrogate group within three grid cells, a conservation problem known as the 'maximal representation problem' (Church et al., 1996). In this case, we found best spatial solutions, with the restriction that they could not exceed three grid cells. This was necessary so that the effectiveness of the groups (in terms of the percentage of functional diversity covered) could be compared without biases related to the number of sites covered by the group.

Both optimization problems were solved using the simulated annealing algorithm (Kirkpatrick et al., 1983; Possingham et al., 2000), designed with this specific purpose and available in the open-source software MARXAN (Possingham et al., 2000). Simulated annealing is an approximate optimization algorithm which starts by drawing one subset of grid cells at random. Then it explores multiple solutions to an objective function making successive random modifications in the initial subset. At each step, a new solution is compared with the previous one, keeping the best one according to the objective function (Possingham et al., 2000).

To calculate functional diversity we used the following traits (Petchey et al., 2007, with some modifications): body mass (in grams), diet (a. vertebrates; b. invertebrates; c. foliage, tubers, and stems; d. fruits and arillate seeds; e. grains; f. flowers and flower buds; g. nectar), foraging method (a. pursuit; b. gleaning; c. pouncing; d. pecking; e. grazing; f. scavenging; g. probing), foraging substrate (a. water; b. mud; c. ground; d. vegetation; e. air), and activity period (a. diurnal; b. nocturnal). For body mass, we used Dunning (2008), for the other traits, we used Del Hoyo et al. (1992-2006) and additional information from the literature (Batalha et al., 2010 and references therein). When trait values were not

available for a given species we used genus or family average values. Then, we constructed a matrix with species in rows and functional traits in columns, with which we calculated functional diversity (FD; Petchey and Gaston 2002, 2006). FD measures the extent of complementarity among species trait values by estimating the dispersion of species in trait space. Greater differences among species trait values represent greater trait complementarity and larger FD (Petchey and Gaston 2006). We used Gower distance and the unweighted pair group method with arithmetic averages (UPGMA) to produce, respectively, the distance matrix and the functional dendrogram (Petchey and Gaston 2006). FD was standardized to vary between 0.0 (lowest FD) and 1.0 (highest FD). We chose this metric because it has desirable statistical properties, can accommodate both continuous and categorical traits, and has been largely used in studies involving functional diversity (Petchey et al., 2007; Flynn et al., 2009; Batalha et al., 2010; Carvalho et al., 2010; Mayfield et al., 2010).

Finally, we built matrices of species composition represented by each indicator group. With these matrices and the functional dendrogram of all species, we calculated FD of the assemblages captured by each of the 16 indicator groups in that three cells obtained through simulated annealing process (Fig. 2 and Table 1).

To distinguish whether the FD captured by each indicator group was simply a product of the species richness captured by this group (a sampling effect) we built a null distribution of FD values for the assemblages captured by each indicator group. Keeping species richness constant we randomly selected species from the entire species pool and created a null distribution of FD values for each assemblage. We used 5000 randomly constructed assemblages based on the number of species represented by each indicator group, and assessed their ability of representing functional diversity at $\alpha = 0.05$. We calculated the 95% confidence interval for randomly obtained values of FD for each indicator group and compared them with values of FD actually captured by each indicator group in our initial analyses.

We defined effective indicator groups as those representing more functional diversity than expected by chance given the species richness being protected. This approach allowed us to determine if changes in FD were a casual by product of group

species richness or if they were due to variation on species composition and trait diversity in the assemblages represented by each indicator group (Fig. 2 and Table 1). We also mapped the residual values obtained from the regression between observed FD and species richness (Fig. 1A, B).

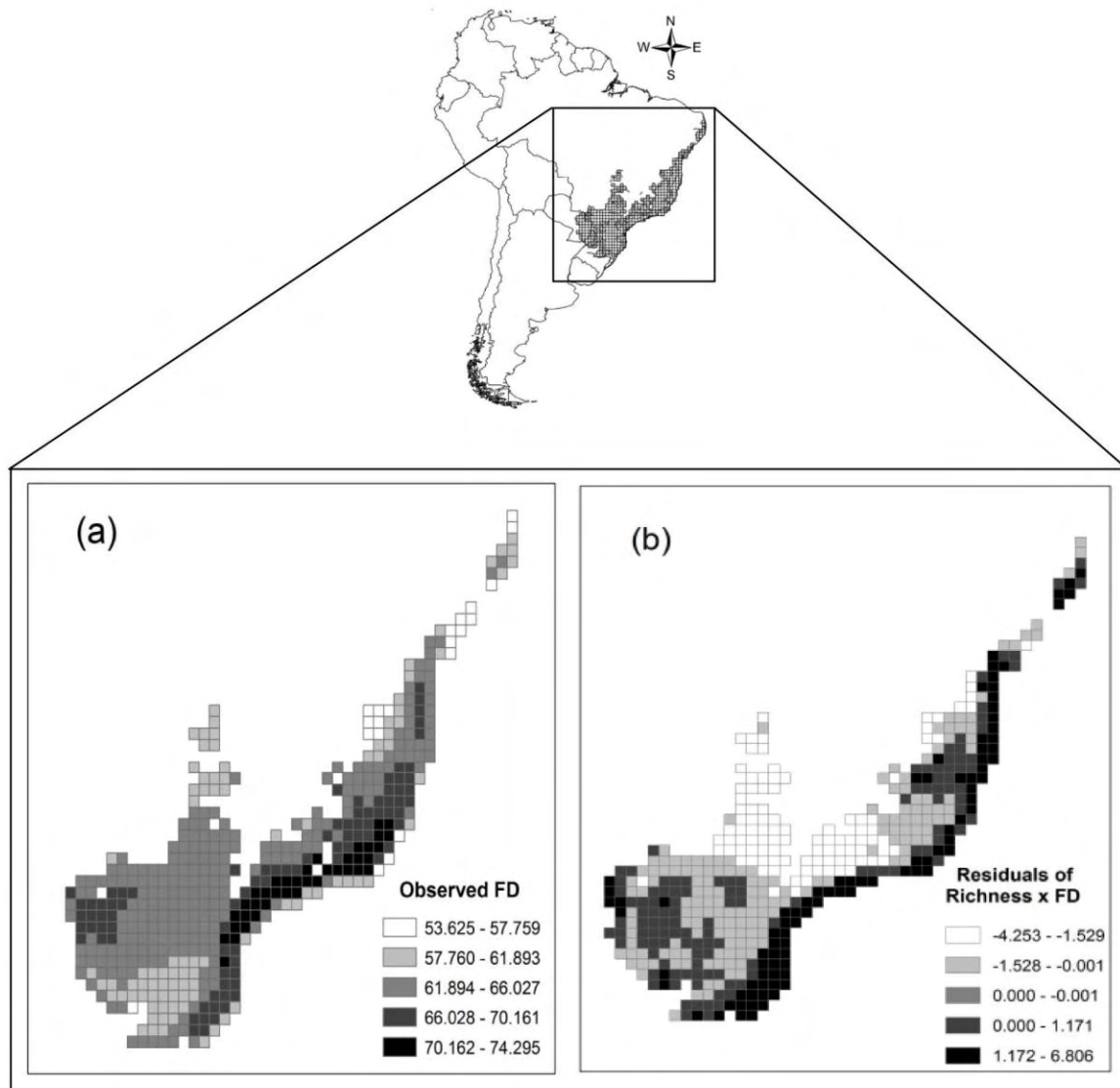


Figure 1. Spatial patterns of observed FD (a) and the residual map of species richness x FD (b). Darker cells indicate observed FD greater than predicted by species richness alone, and brighter cells represent sites where observed FD is lower than predicted by bird species richness occurring in the Atlantic Forest Biodiversity Hotspot.

2.3 Evaluating functional originality of the species covered by indicator groups

To measure species' originality we used the index ED proposed by Isaac et al. (2007). This index was originally proposed in a phylogenetic approach in order to estimate the evolutionary distinctiveness (ED) of a species within assemblages. Here we used the same rationale but instead of using a phylogenetic tree we used a functional dendrogram. In that sense, functional originality is a measure of how distinct or unique a species is in its trait values compared with the other species in an assemblage (Petchey et al., 2007).

The amount of species originality represented by each indicator group was given by the sum of the ED of all species in the assemblage represented by the indicator group. We expressed each species ED value as percentages to facilitate comparisons among indicator groups (Fig. 3A), thus, for example, an assemblage containing all 854 bird species inhabiting the Atlantic Forest should have an ED of 100%. To compare the originality captured by the indicator groups we divide observed ED (i.e. the ED captured by each group) by the number of species in the community represented by indicator group, i.e. The standardized originality (Fig. 3B). We chose ED as our metric of originality because it is robust to taxonomic changes; it is more sensitive to the individual variation of species originality as opposed to other metrics; and it considers both the branching pattern of the functional dendrogram and the length of its branches (Isaac et al., 2007). We conducted all analyses in R (R Development Core Team 2010), with the packages *vegan* (Oksanen et al., 2010), *picante* (Kembel et al., 2010) and *ade4* (Dray and Dufour, 2007).

3. Results

Restricted-range species and the order Charadriiformes were the best indicator groups to represent bird functional diversity in the Atlantic Forest (Fig. 2). Restricted-range species captured 90.76% of regional bird FD, while Charadriiformes captured 84.93 % (Fig. 2 and Table. 1). Further, these groups captured a high amount of FD within an area lower than 0.64% of the Atlantic Forest (see Table 1). In this area restricted-range species and Charadriiformes were able to protect, respectively, 77.17% and 67.10% of all bird species inhabiting the biome (see Table 1).

Table 1. The number of species, sites required to represent all species of each indicator group in at least one grid cell **and species richness represented by them** in the Atlantic Forest Biodiversity Hotspot

Indicator Group (IG)	IG richness	Minimum number of sites required to represent all species of each IG	Percentage of Species Richness captured by the IG	Percentage of functional diversity captured by the IG
Apodiformes	51	5	81.03	84.99
Charadriiformes	41	3	67.10	84.93
Ciconiformes	26	3	73.54	85.78
Emberizidae	45	5	76.93	85.43
Endangered species	65	12	78.22	83.38
Endemic species	93	9	77.87	85.82
Falconiformes	47	3	74.94	82.29
Furnariidae	65	6	80.91	89.54
Gruiformes	27	4	81.85	89.47
Icteridae	21	3	74.47	87.46
Piciformes	35	4	75.06	83.49
Pittaciformes	33	5	81.03	86.28
Restricted-range species	88	15	77.17	90.76
Thamnophilidae	55	7	75.17	83.53
Thraupidae	46	4	79.27	84.07
Tyrannidae	124	9	83.14	85.45

Apodiformes, endangered species, Thraupidae and Tyrannidae captured less FD than expected by chance. Although FD captured by these groups was lower than expected by chance, they could yet reflect important ecological processes because they are very high (see also discussion and Fig. 2). FD captured by Ciconiformes, Emberizidae, Endemic species, Falconiformes, Furnariidae, Gruiformes, Icteridae, Piciformes, Psittacidae, Thamnophilidae was equal to randomly expected values, thus not providing more, or less, protection for bird functional diversity than expected by chance (Fig. 2).

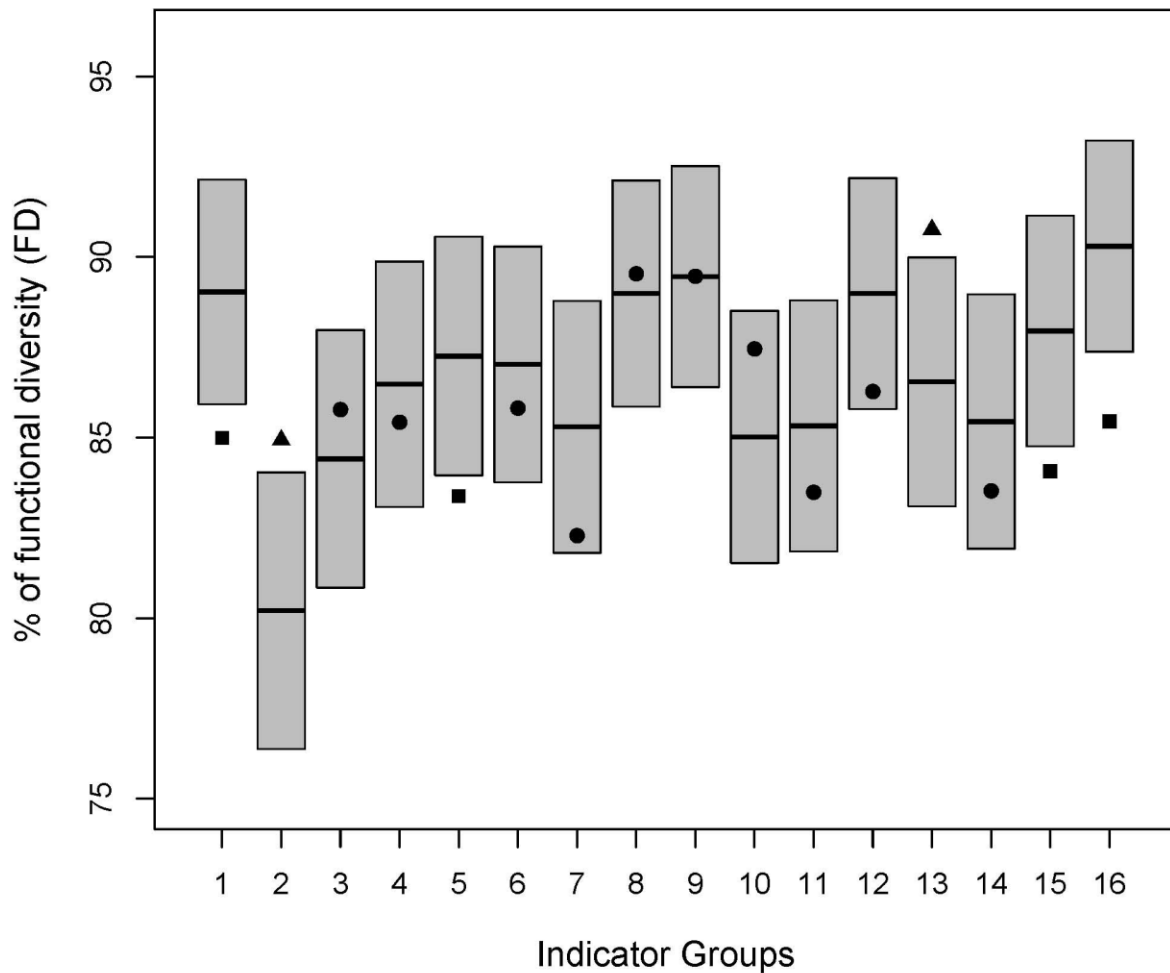


Figure 2. Effectiveness of indicator groups in representing bird functional diversity in the Atlantic Forest Biodiversity Hotspot. The black line in the boxes is the average of randomized FD values, while boxes represent the amount of FD included in the 95% confidence interval generated by our null model. Symbols indicate the FD captured by each indicator group: ▲ = effectiveness greater than expected by chance; ● = effectiveness not different by expected by chance; ■ = effectiveness lower than expected by chance. The numbers on the x-axis stands for each indicator group: (1) Apodiformes, (2) Charadriiformes, (3) Ciconiiformes, (4) Emberizidae, (5) Endangered species, (6) Endemic species, (7) Falconiiformes, (8) Furnariidae, (9) Gruiformes, (10) Icteridae, (11) Piciformes, (12) Psittaciformes, (13) Restricted-range species, (14) Thamnophilidae, (15) Thraupidae, (16) Tyrannidae.

The accumulated originality captured by indicator groups ranged from 87.28% for restricted-range species to 73.68% for *Thamnophilidae* (Fig. 3A). Again, restricted-range species was the most effective indicator group in representing accumulated ED. Other groups varied in their percent of ED representation (Fig. 3A). The standardized originality (i.e. the average originality of the species represented) captured by indicator groups ranged from 0.125 to *Charadriiformes* to 0.121 to restricted-range species (Fig. 3B).

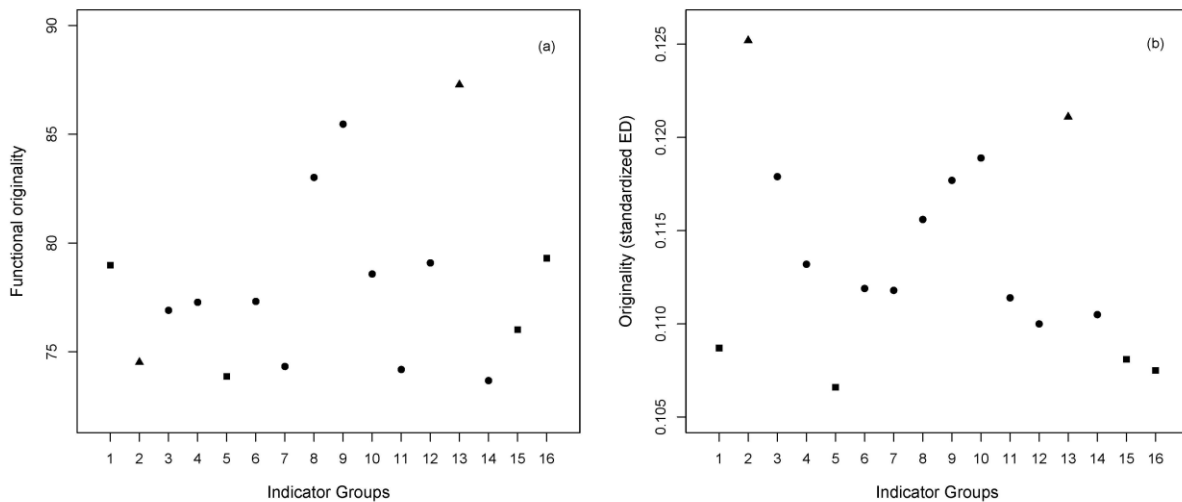


Figure 3. Bird functional originality captured by indicator groups in the Atlantic Forest Biodiversity Hotspot (a), and the same plot indicating the amount of standardized originality captured by each indicator group. Symbols indicate the effectiveness of each indicator groups in representing bird functional originality: ▲ = effectiveness greater than expected by chance; ● = effectiveness equal to expected by chance; ■ = effectiveness lower than expected by chance. The numbers on the x-axis stands for each indicator group: (1) Apodiformes, (2) Charadriiformes, (3) Ciconiformes, (4) Emberizidae, (5) Endangered species, (6) Endemic species, (7) Falconiformes, (8) Furnariidae, (9) Gruiformes, (10) Icteridae, (11) Piciformes, (12) Psittaciformes, (13) Restricted-range species, (14) *Thamnophilidae*, (15) *Thraupidae*, (16) *Tyrannidae*.

4. Discussion

We demonstrated for the first time that selection of priority sites based on indicator groups can be extended to include not only species richness but also a large percentage of overall functional diversity and functional originality. More important we showed that relying on the idea that protecting the maximum number of species is a good surrogate for

functional diversity is far from being true. Further, only restricted-range species and the order Charadriiformes were effective in representing more functional diversity than expected by chance given the number of species represented by these groups. No other study has ever used indicator groups for representing these components of biodiversity and our findings brings implications to conservation assessment and planning.

First, species richness is not a good general surrogate for protecting regional functional diversity. For example, we found that nine indicator groups covered a high number of species than restricted-range species, but none captured more functional diversity of bird assemblages than this one (Table 1, Fig. 2). In fact, many authors assume that species richness is an effective surrogate for many aspects of biodiversity, such as functional diversity (e.g. Lawton et al., 1998; Tilman et al., 1999, Lamoreux et al. 2006, Rodrigues and Brooks 2007). However, even if there is often a positive relationship between species richness and functional diversity this assumption exceeds empirical and theoretical support (see Mayfield et al. 2010). We also showed that for capturing the highest possible value of FD one should focus conservation plans on restricted-range species, which is a group composed by few species. An outstanding performance of restricted-range species and Charadriiformes is linked to their unique scattered patterns of species' geographic distribution and the number of species composing these groups. Both indicator groups, having small and scattered distributions occupy many different habitats; cover a wide range of environmental conditions and spatial heterogeneity (Loyola et al., 2007; Lawler and White, 2008). They also co-occur with habitat-specialized species, leading to more complementary sets (i.e. higher beta-diversity) than any other group. Spatial environmental heterogeneity is a fundamental attribute of assemblages (Keddy, 1991). In theory, more heterogeneous environments should have greater spatial variation in the distribution of resources and microclimates, which in turn would allow for a greater diversity (Naeem and Colwell, 1991). In this case, within those occupied ranges, some conditions will be more suitable than others for the survival, growth and reproduction of a species, i.e. its ecological performance, indicating that current occurrence of a species is mediated by environmental heterogeneity (Wellnitz and Poff, 2001). This supports the explanation that indicator groups whose range spread over different habitat types capture

species with different ecological attributes, what makes the indicator group effective in representing high levels of functional diversity than expected by chance.

Second, some indicator groups capture more FD than expected by chance (thus focusing in the maximization of species resource use complementarity at the regional scale) while others captured less FD than expected (directing conservation plans to the maintenance of species redundancy in ecosystems). We suggest that the assembly rules that structured the assemblages represented by restricted-range species and Charadriiformes are in accordance with hypotheses of competitive exclusion (Hardin, 1960) and limiting similarity (MacArthur and Levins, 1967), which assume the stable coexistence of functionally dissimilar species. On the other hand, multiple indicator groups had an effectiveness lower than expected by chance favoring the representation of redundant assemblages in which only species with a particular set of traits can persist, likely because of processes such as environmental filtering (Gomez et al., 2010). Environmental filtering is thought to be the dominant ecological force when coexisting species are more similar to each other than one would expect by chance given that environmental conditions act as a filter allowing only a narrow spectrum of traits to persist (Zobel, 1997; Gomez et al., 2010). This result deserves great conservation attention because it demonstrates that certain indicator groups can represent general patterns of functional diversity and thus indicate the operation of different processes of assemblage composition (McGill et al., 2006; Mayfield et al. 2010), or protect features of specific assemblages. Moreover, the use these indicator groups that represent species redundancy are important for maintaining the resiliency and reliability of ecosystems at the long-term (Naeem, 1998).

Nevertheless, deciding the specific target when trying to protect other aspects of biodiversity than species richness impose a new challenge to the field of Conservation Biology. Should we always aim to protect areas with higher functional diversity than expected by chance (i.e. prioritizing species with high trait complementarity), which probably will cover a large amount of trait diversity at costs of areas with lower functional diversity (i.e. prioritizing redundant species and then more resilient assemblages)? The answer to this question is not simple and will depend on the purpose of the conservation plan as well on the nature of the ecosystem we are interested in protect. In some situations it would be preferable to give more attention to functional redundancy, for example, in

naturally non-stable ecosystems (such as tropical savannas) whereas in others we probably should focus in protecting more complementary species. The approach we presented here helps in deciding which indicator group is more effective to represent these different aspects of functional diversity. Nonetheless, for most of indicator groups the effectiveness of represent functional diversity did not differ significantly from the null expectation based on randomly assembled species. While this supports hypothesis that, for assemblages represented by these groups, observed FD is simply a reflect of species richness operating at the local scale; these groups could not be indicated as effective indicator group. This is because, as they do not capture more or less FD than expected, we could not guarantee they capture such amount of FD because of any given ecological mechanism. Assemblages captured by these groups are therefore a mixture of unique and redundant species randomly assorted. This is why the passerine family Furnaridae, while capturing more FD than order Charadriiformes, for example, was not an effective indicator group whereas the later was.

How about the extension of this work to other taxonomic groups and places in the planet? We showed that restricted-range species are the best indicator group to represent bird functional diversity and functional originality if high trait complementarity should be pursuit by conservation plans. If used in broad conservation assessments and planning it would guarantee the conservation of ecosystem processes as well as ecosystem stability and resiliency in the long-term in a global top-ranked Biodiversity Hotspot. Our results carry a great deal of interest, not only because they are novel, but also because they reveal that a arbitrarily defined group (the restricted-range species) could be used as a conservation shortcut for different aspects of biodiversity. This extrapolates taxonomic groups, being likely applied to any group of species in any region of the world. However, lack of work in this area of knowledge urges for the need to broaden these studies to different taxonomic groups and different locations, to secure the consistency of these indicator groups in represent species richness and functional diversity elucidating a problem recognized as one of the biggest challenges in Conservation Biology today.

Acknowledgments

We are grateful to J. Hidasi-Neto, M. Sagnori and M. Monteiro for helping us with the functional database. J.T-F. and F.L.S were supported by a CAPES master scholarship.

R.D.L. and M.V.C research is funded by CNPq and CAPES (International Cooperation Program, project #12/2009).

References

- Batalha, M.A., Cianciaruso, M.V., Motta-Junior J.C., 2010. Consequences of Simulated Loss of Open Cerrado Areas to Bird Functional Diversity. *Natureza & Conservação* 8, 34-40.
- Carbayo, F., Marques, A.C., 2011. The costs of describing the entire animal kingdom. *Trends in Ecology and Evolution* 26, 154-155.
- Carvalho, R.A., Cianciaruso, M.V., Trindade-Filho, J., Sagnori, M.D., Loyola, R.D., 2010. Drafting a Blueprint for Functional and Phylogenetic Diversity Conservation in the Brazilian Cerrado. *Natureza & Conservação* 8, 1-6.
- Chapin, F.S., Sala, O.E., Burke, I.C., Grime, J.P., Hooper, D.U., Lauenroth, W.K., Lombard, A., Mooney, H.A., Mosier, A.R., Naeem, S., Pacala, S.W., Roy, J., Steffen, W.L., Tilman, D., 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *Bioscience* 48, 45-55.
- Church, R.L., Stoms, D.M., Davis, F.W., 1996. Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation* 76, 105-112.
- Devictor, V., Mouillot D., Meynard C., Jiguet F., W. Thuiller W., Mouquet, N., 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters* 13, 1030-1040.
- Diaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 646-655.
- Dray, S., Dufour, A.B., 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22, 1-20.
- Dunning, J.B., 2008. CRC Hand book of avian body masses. Second Edition. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton. 672 p.
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22-33.
- Gómez, J.P., Bravo G.A., Brumfield, R.T. José G. Tello, J.G., Cadena, C.D., 2010. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. *Journal of Animal Ecology* 79, 1181-1192.
- Hardin, G., 1960. Competitive exclusion principle. *Science* 131, 1292-1297.
- Heard, S.B., Mooers, A.Ø., 2000. Phylogenetically patterned speciation rates and extinction risks change the loss of evolutionary history during extinctions. *Proceedings of the Royal Society B.* 267, 613-620.
- Holdaway, R.J., Sparrow, A.D., 2006. Assembly rules operating along a primary riverbed- grassland successional sequence. *Journal of Ecology* 94, 1092-1102.

- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S. et al., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3-35.
- Isaac, N.J.B., Samuel, T.T., Collen, B., Waterman, C., Baillie J.E.M., 2007. Mammals on the EDGE: Conservation Priorities Based on Threat and Phylogeny. *PLoS ONE*. 2(3), e296. doi:10.1371/journal.pone.0000296
- Keddy, P.A., 1991. Working with heterogeneity: an operator's guide to environmental gradients. In: *Ecological Heterogeneity* (eds Kolassa, J. & Pickett, S.T.A.), pp. 191-201. Springerl Verlag, New York, U.S.A.
- Kembel, S.W., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Cornwell, W.K., Morlon, H., Ackerly, D.D., Blomberg, S.P., Webb, C.O., 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26, 1463-1464.
- Kier, G.H., Kreft, T.M., Lee, W., Jetz, P.L., Ibsch, C., Nowicki, J., Mutke, Barthlott, W., 2009. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *PNAS* www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0810306106.
- Kirkpatrick, S., Gellat, Jr.C.D., Vechi, M.P., 1983. Optimization by simulated annealing. *Science* 220, 671-680.
- Lawler, J.J., White, D., 2008. Assessing the mechanisms behind successful surrogates for biodiversity in conservation planning. *Animal Conservation* 11, 270-280.
- Lawton, J.H., Naeem, S., Thompson, L.J., Hector A., Crawley, M. J., 1998. Biodiversity and ecosystem function: getting the Ecotron experiment in its correct context. *Functional Ecology* 12, 848-852.
- Loyola, R.D., Kubota, U., Lewinsohn, T.M., 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* 13, 389-396.
- Loyola, R.D., Kubota, U., Thomas, L.M., 2009. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and distributions* 13, 389-396.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A., 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294, 804-808.
- Lundberg, J., Moberg, F., 2003. Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* 6, 87-98.
- MacArthur, R.H., Levins, R., 1967. Limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 101, 377-385.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-253.
- Mason, N.W.H., Lanoiselee C., Mouillot D., Irz, P., Argillier, C., 2007. Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanisms of species turnover in lacustrine fish communities. *Oecologia* 153, 441-452.

- Mayfield, M. M., Bonser, S. P., Morgan, J. W., Aubin, I., McNamara, S., Vesk, P. A., 2010. What does species richness tell us about functional diversity? Predictions and evidence for responses of species and trait diversity to land use change. *Global Ecology and Biogeography* 19, 423-431.
- Metzger, J.P., 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 142, 1138-1140.
- McGill, B.J., Enquist, Weiher, E., Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 178-185.
- Mols, C.M.M., Visser, M.E., 2002. Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. *Journal of Applied Ecology* 39, 888-899
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca, & J. Kent., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Naeem, S., 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology* 12, 39-45.
- Naeem, S., Colwell, R.K., 1991. Ecological consequences of heterogeneity of consumable resources. In Kolasa J. and Pickett S.T.A. (eds). *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag, New York, pp. 224-255.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens M.H.H., Wagner, H., 2011. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.17-8. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2002a. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5, 402-411.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2002b. Extinction and the loss of functional diversity. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 269, 1721-1727
- Petchey, O. L., 2003. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. *Oikos* 101, 323-330.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9, 741-758.
- Petchey, O.L., Evans K.L., Fishburn, I.S., Gaston, K.J., 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology* 76, 977-985.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M., 1995. The future of biodiversity. *Science* 269, 347-350.
- Poff, N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J. N. Am. Bentbological. Soc.*, 16, 391-409
- Possingham, H.P., Ball, I., Andelman, S.J., 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In *Quantitative methods for conservation biology*. Ferson, S. & Burgman, M. (Eds). New York, 291-305.
- Purvis, A., Hector, A., 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405, 212-219.
- R Development Core Team., 2010. *R: A language and environment for statistical computing*. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org> .

- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Ricotta, C., 2005. A note on functional diversity measures. *Basic and Applied Ecology* 6, 479- 486.
- Ridgely, R.S., Allnutt, T.F., Brooks, T., McNicol, D.K., Mehlman, D.W., Young, B.E., Zook, J.R. 2007. Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere, version 3.0. Nature Serve, Arlington, Virginia, USA. Available <http://www.natureserve.org>; www.natureserve.org/infonatura.
- Rodrigues, A.S.L., Brooks, T.M., 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *The Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 38, 713-737.
- Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., et al., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428, 640-643.
- Sekercioglu, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*. 21: doi:10.1016/j.tree.2006.05.007.
- Stiles, F.G., 1985. On the role of birds in the dynamics of Neotropical forests, In *Conservation of Tropical Forest Birds* (Diamond, A.W. and Lovejoy, T.E., eds), pp. 49-59, International Council for Bird Preservation.
- Taylor, B.W., Flecker, A.S., Hall, R.O. Jr., 2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science* 313, 833-836.
- Tilman, D., 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* 80, 1455-1474.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* 277, 1300-1302.
- Underhill, L.G., 1994. Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* 70, 85-87.
- Walker, B., Icinzig, A., Langridge, J., 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2, 95-113.
- Wellnitz, T., Poff, N.L., 2001. Functional redundancy in heterogeneous environments: implications for conservation. *Ecology Letters* 4, 177-179.
- Zobel, M., 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence?. *Trends in Ecology and Evolution* 12, 266-269.

Conclusões

Conclusões gerais

Como visto na introdução geral desta dissertação, estamos vivendo uma crise da biodiversidade. Para reduzir a perda da biodiversidade tem-se argumentado que devemos estabelecer áreas para a proteção das espécies, porém os recursos são escassos. Com a ausência de dados a respeito da diversidade, o estabelecimento de áreas se dá com o auxílio dos grupos indicadores. Porém os resultados desses testes têm sido contraditórios e focados apenas na riqueza de espécies, sem se preocupar com outras facetas da biodiversidade, por exemplo, diversidade funcional. Outra lacuna do conhecimento é que sabemos muito pouco qual é a consistência dos grupos indicadores, o que permitiria a determinação destes grupos *a priori*.

O conteúdo desta dissertação fundamentou-se no uso de grupos indicadores, tendo como alvo a identificação da eficiência e da consistência desses grupos em representar diferentes aspectos da biodiversidade, ou seja, a riqueza de espécies e a diversidade funcional de vertebrados terrestre. Assim, no primeiro capítulo, “Performance and consistency of indicator groups in two Biodiversity Hotspots”, encontram-se as análises da eficiência e da consistência de nove grupos indicadores para proteger todas as espécies de mamíferos da Mata Atlântica e do Cerrado e para proteger as espécies dos grupos indicadores entre si. Minhas análises mostraram que algumas espécies são facilmente representadas, porém as espécies que possuem distribuição geográfica restrita, sendo extremamente habitat-dependentes, dificilmente são representadas. Sendo assim, grupos indicadores eficientes devem representar diferentes habitats, o que pode ser observado para o grupo formado pelas espécies com distribuição restrita, que são habitat-dependentes, sendo eficientes na representação das espécies que compõem o *pool* total. Isso se deve ao

fato de que conjunto de espécies que representam alta diversidade beta de um determinado local se sobrepõe a diversos outros grupos de espécies. Meus resultados mostram ainda que essas espécies também são consistentes, o que é previsível, pois conjunto de espécies com distribuição geográfica restrita possuem essas características determinadas ecologicamente e evolutivamente, o que independe do local ocorrência.

Ainda no capítulo um, os resultados referentes à eficiência dos grupos indicadores na representação entre grupos deixou-me extremamente preocupado, pois mesmo grupos eficientes em representar o *pool* total de espécies, revelaram-se ineficientes para a representação de grupos de alto interesse ecológico, por exemplo, espécies ameaçadas e espécies endêmicas. Nesse caso, estratégias de conservação baseadas nesses grupos indicadores são ineficazes para proteger justamente o conjunto de espécies que demanda mais urgência de conservação. Por outro lado, é interessante observar um ponto particular, o grupo formado por espécies de distribuição geográfica restrita apresentou eficiência e consistência em todos os cenários, o que me deixou bastante animado, pois estratégias de conservação baseadas nesse grupo podem auxiliar e acelerar tomadas de decisões, protegendo inclusive as espécies de alto interesse ecológico.

No segundo capítulo “Using indicator groups to represent bird functional diversity” testei a eficiência de 16 grupos indicadores em representar a diversidade funcional e a unividade das aves que habitam a Mata Atlântica. Grupos indicadores que representam heterogeneidade ambiental capturam espécies que são dependentes do habitat. Essas espécies são únicas funcionalmente, o que leva a eficiência desses grupos indicadores para representar a diversidade funcional. As espécies de distribuição restrita cumpre esse critério, o que as tornam eficiente.

Alguns outros pontos na dissertação revelam claramente minha preocupação. Primeiro, é que as estratégias de conservação, que necessariamente são estabelecidas com base em substitutos, levam em consideração apenas a riqueza de espécies na seleção de áreas para a conservação. Porém meus resultados do capítulo dois revelaram que os melhores indicadores de riqueza de espécies nem sempre são bons representantes de diversidade funcional. Sendo assim a utilização desses grupos pode parecer estrategicamente eficiente, mas pode simplesmente provocar sérios problemas, pois pode acelerar a perda de funcionamento, da resiliência e da resistência dos ecossistemas em longo prazo. Outro fator preocupante é quais espécies devemos salvar primeiro, as funcionalmente redundantes ou as funcionalmente únicas, ou seja, devemos garantir primeiro o funcionamento dos ecossistemas ou sua capacidade para recuperar e responder as mudanças ambientais?

Meu trabalho revela resultados extremamente animadores para a conservação, pois revelam que um único grupo (espécies com distribuição restritas) é capaz de representar eficientemente e consistentemente qualquer *taxa*, em qualquer região, além de garantir o funcionamento dos ecossistemas com a representação de espécies funcionalmente únicas, garante ainda a resiliência e a resistência dos ecossistemas a longo prazo com a representação das espécies funcionalmente redundantes. Outro fator animador é que por ser um grupo de espécies independentes do *taxa*, esse grupo pode auxiliar estratégias de conservação em qualquer local do planeta, utilizando-se de diferentes *taxa*.