

SUBSTITUTOS DA DIVERSIDADE: FUNCIONALIDADE E LIMITAÇÕES

Sabrina Cassimiro Fonseca de Oliveira ¹ and Rosana Tidon ^{2*}

¹ Universidade de Brasília (UnB), Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós Graduação em Biologia Animal. Campus Universitário Darcy Ribeiro – Asa Norte, Brasília, DF, Brasil. CEP:70.910-900.

² Universidade de Brasília (UnB), Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Genética e Morfologia, Laboratório de Biologia Evolutiva. Campus Universitário Darcy Ribeiro - Asa Norte, Caixa-postal: 04457, Brasília, DF, Brasil. CEP:70.919-970.

E-mails: sacfoliveira@gmail.com, rotidon@unb.br

RESUMO

Dada a enorme complexidade dos ecossistemas e a disponibilidade limitada de recursos, os biólogos conservacionistas têm buscado estratégias para prever a diversidade total de um ambiente, sem a obrigatoriedade de conhecer, individualmente, a diversidade de cada grupo de organismos do local. O presente trabalho faz uma revisão de estudos que abordam substitutos da diversidade, particularmente os dois tipos mais discutidos na literatura: táxons bioindicadores e abordagens em níveis taxonômicos acima de espécie. Vários estudos têm demonstrado que medidas de diversidade de diferentes grupos de organismos (p.ex.: riqueza de espécies, equitabilidade e composição específica) apresentam pouca ou nenhuma correspondência entre si. Isso gera muitos questionamentos sobre a validade da aplicação de substitutos da diversidade. Sabe-se que a correlação entre medidas de diversidade é influenciada pelo método estatístico utilizado, pelas escalas espaço-temporais, pelo tamanho do esforço amostral e pelo tipo de hábitat. Tais fatores, entretanto, têm sido negligenciados em alguns estudos. Até o presente momento, não há subsídios suficientes para instituir qualquer grupo de organismos como substituto incondicional da diversidade de outros grupos, nem como um subconjunto mensurável da diversidade regional. No entanto, por esta ser uma linha de pesquisa relativamente nova, os substitutos da diversidade ainda devem ser explorados, abordando outras medidas de diversidade, em escalas espaciais bem definidas, na tentativa de encontrar uma alternativa que permita sua aplicação visando o estabelecimento de áreas protegidas.

Palavras-chave: bioindicadores; congruência; conservação; representante; riqueza.

ABSTRACT. BIODIVERSITY SURROGATES: FUNCTIONALITY AND LIMITATIONS.

As a consequence of the enormous complexity of ecosystems, and of the limited availability of resources, conservation biologists have looked for appropriate approaches to predict the overall diversity of an environment, without the need to individually know the diversity of each organisms group on a given area. This paper presents a review of studies on biodiversity surrogates, particularly the two types more discussed in literature: bioindicator taxa and higher taxa approach. Several studies have shown that diversity measures (eg, species richness, evenness, and species composition) exhibit little or no correlation among different organism groups. This has raised to many doubts about the validity of the use of biodiversity surrogates. It is known that correlation between diversity measures is influenced by the statistical method applied, by temporal scales, by the sampling effort, and by the habitat type. However, those factors have been overlooked in several studies. To date, there are no sufficient subsidies to define any organisms group as an unconditional biodiversity surrogate of others, or even as a measurable subset of regional diversity. However, this is a line of research relatively new, therefore it is still worth exploring the biodiversity surrogates, addressing new diversity measures within well-defined spatial scales, attempting to find an alternative which enables their application on the establishment of protected areas.

Key words: bioindicators; congruence; conservation; proxy, richness.

INTRODUÇÃO

Um dos critérios desejáveis para o estabelecimento de áreas protegidas em ecossistemas ameaçados é que sua criação ocorra sobre centros de diversidade (Wilson *et al.* 2007). Para fazer a identificação destes centros, é necessário conhecer a diversidade total do local, medindo a diversidade de cada grupo de organismos que ali ocorre. Dada a enorme complexidade dos ecossistemas e a disponibilidade limitada de tempo, recursos e especialistas, este constitui-se como um objetivo muito difícil de ser atingido na prática (Blair 1999, Williams *et al.* 2006).

Os biólogos conservacionistas têm buscado estratégias efetivas, rápidas e economicamente viáveis para acessar a diversidade total de um ambiente que dispensem a necessidade de conhecer, individualmente, a diversidade de cada grupo de organismos presente no local. Diversas abordagens têm sido investigadas nesse sentido, e em conjunto são denominadas substitutos da diversidade.

Há três tipos principais de substitutos da diversidade (Magurran 2004, Caro 2010):

a) Entre táxons: onde a diversidade de um grupo de organismos reflete os padrões de diversidade de outros táxons, podendo inferi-la. Esse tipo de substituto

é mais conhecido como bioindicadores de diversidade (McGeoch 1998);

b) Dentro de um mesmo táxon: onde a riqueza de morfoespécies ou de níveis taxonômicos mais elevados podem ser aplicadas como substitutos da riqueza específica. Essa abordagem foi proposta por Gaston & Williams (1993);

c) Ambientais: onde assume-se que variáveis ambientais controlam a riqueza de espécies.

Os dois primeiros tipos de substitutos da diversidade têm recebido maior atenção (Vieira *et al.* 2012). Ambos são baseados em duas questões-chave: o táxon substituto deve representar grande parte da diversidade da área e responder aos mesmos processos ecológicos que geram e mantêm a diversidade total (Siqueira *et al.* 2012). Assim, é necessário que parâmetros de diversidade do táxon substituto (riqueza de espécies, endemismo, raridade e vulnerabilidade) sejam similares aos dos táxons não amostrados que coexistem na mesma área (Pearson 1994).

Por constituírem um tema atual e de suma importância para fins conservacionistas, os substitutos da diversidade têm sido foco de muitos estudos. No entanto, alguns conceitos ainda permanecem imprecisos (Caro 2010), gerando dúvidas sobre as conclusões a respeito da sua utilidade e confiabilidade.

O presente trabalho faz uma revisão de estudos que abordam os dois tipos mais comuns de substitutos da diversidade: a) bioindicadores de diversidade e b) níveis taxonômicos acima de espécie como substitutos da riqueza. Foi feita uma avaliação do desenvolvimento dessas abordagens, averiguando se elas se apresentam suficientemente fundamentadas para serem aplicadas de forma confiável.

MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizada uma busca nas bases de dados Periódicos Capes e *Web of Science*, com objetivo de reunir artigos publicados e disponíveis até o ano de 2013, que abordavam tópicos relacionados ao tema substitutos da diversidade. Foram utilizadas as seguintes combinações como palavras-chave: *biodiversity*, *cross-taxa*, *genus richness*, *higher taxa*, *indicator*, *species richness* e *surrogate*. Adicionalmente, as referências bibliográficas dos artigos encontrados foram examinadas para verificar se havia alguma publicação ainda não listada pelas bases de dados. Finalmente, uma análise refinada da bibliografia obtida foi realizada, a fim de verificar se

todos os artigos tratavam especificamente do tema central do presente trabalho.

RESULTADOS

Trinta e nove estudos foram selecionados, uma vez que tratam especificamente do tema substitutos de diversidade. Todos foram publicados entre 1992 e 2013, sendo oito da década de 1990 e os demais publicados a partir de 2000. Foram considerados trabalhos experimentais e revisões, que abordam a aplicação de bioindicadores de diversidade e/ou substitutos em níveis taxonômicos mais elevados, que tinham ou não como objetivo o estabelecimento de áreas protegidas. Um estudo teve enfoque em fungos, sete abordaram grupos vertebrados, 16 avaliaram grupos invertebrados e 15 trabalharam simultaneamente com diversos grupos animais e vegetais como substitutos da diversidade.

DISCUSSÃO

O fundamento teórico que embasa o uso de substitutos da diversidade é a hipótese de que diferentes táxons apresentam padrões congruentes de diversidade (Kati *et al.* 2004). Portanto, o critério essencial para aplicar um grupo como substituto da diversidade é que haja equivalência entre medidas de diversidade do substituto e de outros organismos presentes no local, e que essa equivalência seja corroborada por correlações estatísticas significativas e fortes. Quando tal relação se estabelece, a medida de diversidade do substituto pode ser aplicada como medida indireta da diversidade de outros organismos, estimando a diversidade regional, no caso de bioindicadores, ou inferindo a riqueza de espécies, no caso da abordagem em níveis taxonômicos mais elevados (Noss 1990).

Quantificar a diversidade de uma área não é uma tarefa fácil, mas estimativas têm sido tradicionalmente obtidas por meio de parâmetros relacionados à estrutura das comunidades. O número de espécies presentes em um determinado local e a uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies são as medidas de diversidade mais comuns (Duelli & Obrist 2003), no entanto, há outras medidas que também podem ser aplicadas.

Riqueza de espécies

A riqueza de espécies pode ser aplicada tanto em estudos com bioindicadores quanto naqueles que abordam níveis taxonômicos acima de espécies. Essa

medida de diversidade, definida como o número de espécies presentes em um local, pode ser obtida por contagem direta ou por meio de estimativas. Como a contagem direta só é possível em comunidades muito simples, nas complexas, a riqueza deve ser estimada a partir da análise de amostras, pela aplicação de métodos como curvas de rarefação, estimadores, ou análises de distribuição geográfica das espécies (Krebs 1999, Lomolino 2000).

A riqueza de espécies é a medida de diversidade mais simples e mais abordada em estudos ecológicos. Juntamente com a raridade, é o critério mais popular na avaliação de conservação, apesar de, inúmeras vezes, apresentar-se inversamente proporcional à perturbação antrópica (Prendergast *et al.* 1999). Uma explicação para o uso frequente da riqueza de espécies é que esse é o único componente da diversidade que foi inequivocamente medido (Simberloff 1999). Entretanto, sua aplicação no desenvolvimento de substitutos da diversidade vem sendo questionada (Prendergast & Eversham 1997, Prendergast *et al.* 1999, Bilton *et al.* 2006, Wolters *et al.* 2006, Axmacher *et al.* 2011), uma vez que estudos que abordam a correspondência entre a riqueza de diferentes grupos de organismos têm apresentado resultados contraditórios.

Alguns estudos identificaram congruência entre a riqueza de espécies de diferentes grupos de invertebrados terrestres. A riqueza de Araneae e Hemiptera do arquipélago de Açores apresentou correlação com a riqueza de Coleoptera, Julida, Lepidoptera, Psocopterae, Thysanoptera (Gaspar *et al.* 2010), assim como foi verificada congruência entre a riqueza de formigas predadoras e não predadoras da Colômbia (Cabra-García *et al.* 2012). Em ambientes aquáticos, por sua vez, foi observado que a riqueza de espécies de moluscos de costões rochosos da Austrália é congruente com a riqueza de outros macroinvertebrados da região (Gladstone 2002), e a riqueza de espécies de besouros aquáticos apresentou correlação com a riqueza de Plecoptera, Trichoptera, Mollusca, Heteroptera e Ephemeroptera em ambientes lóticos e lênticos do Mediterrâneo (Sánchez-Fernández *et al.* 2006). Correlações positivas entre a riqueza de espécies de grupos de vertebrados também foram observadas, em diferentes escalas espaciais. Foi registrada congruência entre a riqueza de vários grupos de vertebrados da África subsaariana (Moore *et al.* 2003), assim como entre anfíbios, répteis, aves e

mamíferos do Canadá (Warman *et al.* 2004). Padrão similar foi observado também em escala global, por Lamoreux *et al.* (2006), que registraram correlações fortes entre a riqueza de anfíbios, aves e mamíferos. Essa tendência foi observada, adicionalmente, em alguns estudos com maior abrangência taxonômica. Pearson & Cassola (1992), por exemplo, compilaram cinco revisões da literatura e identificaram correlações positivas entre a riqueza de espécies de escaravelhos, borboletas e aves da Índia e da Oceania, dados corroborados para os dois últimos grupos, por Blair (1999), na Califórnia. Os trabalhos de Negi & Gadgil (2002), abordando líquens, musgos, hepáticas e formigas da Índia, e de Sauberer *et al.* (2004), com plantas avasculares e vasculares, aranhas, besouros carabídeos, formigas, gafanhotos, grilos, moluscos gastrópodes e aves de paisagens agrícolas do leste da Áustria estão entre os poucos estudos que verificaram correlação simultânea entre a riqueza de táxons animais e vegetais.

Por outro lado, a maioria dos estudos encontrados na literatura revelaram pouca ou nenhuma correspondência entre a riqueza de espécies de diferentes grupos de organismos. Nesse contexto, foram avaliadas a riqueza de plantas tropicais e de borboletas de Madagascar (Kremen 1992); nematoides de solo, besouros, borboletas, cupins, formigas cortadeiras e de dossel e aves da África Central (Lawton *et al.* 1998); aves e pequenos mamíferos da Califórnia (Chase *et al.* 2000); plantas vasculares, borboletas e aves do Parque Nacional Yellowstone (Su *et al.* 2004); plantas, borboletas, mamangavas, escaravelhos, besouros e aves da Suécia (Vessby *et al.* 2002); orquídeas, plantas vasculares, gafanhotos, grilos, anfíbios, lagartos, tartarugas aquáticas e terrestres e aves terrestres do norte da Grécia (Kati *et al.* 2004); abelhas, gafanhotos e vespas aculeadas da Suíça (Oertli *et al.* 2005); besouros, moscas d'água, mosquitos quironomídeos e moluscos gastrópodes de lagos do Reino Unido (Bilton *et al.* 2006); e plantas vasculares, besouros carabídeos e mariposas das famílias Arctiidae e Geometridae do norte da China (Axmacher *et al.* 2011). Em todos os casos, a riqueza não foi congruente entre os grupos avaliados. Revisões extensas, realizadas a partir de dados da literatura, confirmam a ausência de correlações robustas entre a riqueza de espécies de diferentes grupos taxonômicos. Wolters *et al.* (2006) reavaliaram 237 correlações entre a riqueza de espécies de 43 táxons, incluindo plantas

vasculares, besouros, borboletas, aves e mamíferos, e concluíram que nenhum táxon analisado pode ser considerado um bom preditor da riqueza de outro. Conclusões semelhantes foram obtidas para ecossistemas aquáticos: tanto em ambientes lóticos quanto em lênticos dos continentes americano e europeu, não foram encontradas correlações suficientemente fortes entre a riqueza de diferentes táxons, a ponto de viabilizar a aplicação de um táxon como substituto de outro (Heino 2009). Mesmo em estudos mais restritos, realizados entre grupos taxonomicamente relacionados, têm sido encontradas incongruências entre a riqueza de espécies. Na região do Colorado, por exemplo, não foram encontradas relações significativas entre a riqueza de espécies de borboletas e de mariposas, que são grupos filogeneticamente muito próximos (Ricketts *et al.* 2002).

Riqueza de níveis taxonômicos acima de espécies

Uma questão adicional, que corrobora as críticas quanto ao uso da riqueza de espécies para o desenvolvimento de substitutos da diversidade, está relacionada a um fator de ordem prática: quantificar o número de espécies de uma área não é tão simples quanto parece, é um processo moroso e que exige um vasto conhecimento taxonômico (Gaston 2000). Diante disso, alguns estudos começaram a avaliar a riqueza de outros níveis taxonômicos, como gêneros ou famílias, como substituta da riqueza de espécies (Gaston 2000). Apesar das ressalvas por não constituírem unidades naturais e nem sempre serem comparáveis, a abordagem em nível de gêneros ou de famílias apresenta grandes vantagens em relação à riqueza de espécies: níveis taxonômicos acima do nível específico são mais rapidamente documentados (uma vez que existem em menor número dentro de uma área) e são mais facilmente distinguíveis do que as espécies (Williams & Gaston 1994, Báldi 2003, Vieira *et al.* 2012). Além disso, este enfoque permite a obtenção de informações biológicas a respeito de um vasto número de táxons, possibilitando a compreensão de padrões que são importantes na definição de áreas prioritárias para conservação (Cardoso *et al.* 2004).

Apesar do estudo de Andersen (1995) ter apontado que a riqueza de gêneros e de espécies de formigas da Austrália não têm relação entre si, em geral a riqueza de gêneros apresenta bom potencial como substituta para a riqueza de espécies, particularmente para invertebrados. Tal padrão foi verificado para Coleoptera do Mediterrâneo (Sánchez-Fernández *et al.*

2006), Aranae e Hymenoptera de Portugal (Cardoso *et al.* 2004, Vieira *et al.* 2012, respectivamente), Acarii, Coleoptera e Diptera da Hungria (Báldi 2003) e Blattodea, Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Myriapoda e Mollusca da África do Sul (Lovell *et al.* 2007). Dentre os vertebrados, a riqueza de gêneros também mostra relação com a riqueza de espécies para as principais ordens neotropicais da Amazônia e América Central (Grelle 2002) e para anfíbios, répteis, aves e mamíferos da Grécia (Mazaris *et al.* 2008). Esse tipo de relação também foi observada para outros reinos, como é o caso de ordens de macrofungos do Reino Unido (Balmford *et al.* 2000).

Normalmente, níveis taxonômicos menos elevados, como gêneros, tendem a predizer melhor a riqueza de espécies do que níveis mais elevados (Samways *et al.* 2010). Isso foi evidenciado por vários autores que verificaram que, geralmente, a riqueza de famílias ou a riqueza de ordens não apresenta relação com a riqueza de espécies (Balmford *et al.* 2000, Grelle 2002, Cardoso *et al.* 2004). Poucos estudos conseguiram demonstrar que a riqueza de famílias é capaz de estimar satisfatoriamente a riqueza de espécies. Tal resultado foi verificado para macrolíquens, musgos, hepáticas, plantas lenhosas e formigas da Índia (Negi & Gadgil 2002), borboletas e samambaias da Grã-Bretanha, aves australianas e morcegos norte-americanos (Williams & Gaston 1994), grupos de invertebrados estudados por Sánchez-Fernández *et al.* (2006) e Lovell *et al.* (2007) e de vertebrados estudados por Mazaris *et al.* (2008).

A relação contrária, em que a riqueza de níveis taxonômicos menos elevados pode inferir a riqueza de níveis mais elevados foi observada em estudos que abordam a ordem Lepidoptera do continente americano: a riqueza total desta ordem pode ser representada pela riqueza de borboletas da subfamília Ithomiinae das Américas do Sul e Central (Beccaloni & Gaston 1995), bem como pela riqueza de mariposas da família Arctiidae de florestas norte-americanas (Summerville *et al.* 2004). No entanto, para o continente europeu, a riqueza total de Lepidoptera não foi correlacionada com riqueza de famílias de borboletas, segundo o estudo de Prendergast & Eversham (1997), desenvolvido na Grã-Bretanha.

Outras medidas de diversidade

Uma vez que vários estudos têm comprovado que a riqueza é altamente variável entre diferentes

táxons e entre locais, outras medidas de diversidade têm sido sugeridas, na tentativa de obter resultados mais consistentes para o desenvolvimento de substitutos da diversidade (Gaspar *et al.* 2010). Entretanto, outras medidas de diversidade são aplicáveis, exclusivamente, para a abordagem de bioindicadores de diversidade, já que são medidas que relacionam parâmetros de diferentes comunidades.

A segunda medida mais utilizada para avaliar a diversidade é a equitabilidade. Esse parâmetro pode ser definido como o padrão de distribuição de abundância entre as espécies. A equitabilidade baseia-se na quantificação da distribuição dos indivíduos amostrados entre as espécies, comparando-a com uma comunidade teórica, na qual a dominância e a raridade não existem, ou seja, onde todas as espécies são igualmente comuns (Krebs 1999). Ela foi empregada, por exemplo, para avaliar a correspondência entre comunidades de insetos e plantas do norte da China (Axmacher *et al.* 2011), mas os padrões obtidos foram incongruentes em relação a esta medida.

Mais recentemente, a similaridade entre a composição de espécies de pares de grupos de diferentes áreas vem sendo investigada (Gaspar *et al.* 2010), sendo possível avaliar qual comunidade apresenta maior diversidade (Magurran 2004). As comunidades podem ser consideradas equivalentes em termos de diversidade quando suas estruturas (α -diversidade) estão correlacionadas (Landeiro *et al.* 2012). A composição de espécies das ordens Aranae e Hemiptera apresentaram resultados congruentes com a composição dos demais grupos de invertebrados estudados no arquipélago de Açores (Gaspar *et al.* 2010), padrão verificado também para grupos de macroinvertebrados lacustres do Reino Unido (Bilton *et al.* 2006). Estudos envolvendo maior abrangência taxonômica demonstram que a composição de espécies de plantas vasculares, borboletas e aves do Parque Nacional Yellowstone são equivalentes entre si (Su *et al.* 2004), assim como lianas e alguns grupos de plantas e de animais da região Amazônica (Landeiro *et al.* 2012). Entretanto, vários outros estudos não obtiveram correlações significativas ou suficientemente fortes em relação a este parâmetro. A ausência de congruência entre a composição de espécies foi verificada em estudos que abordaram exclusivamente invertebrados – abelhas, gafanhotos e vespas aculeadas da Suíça (Oertli *et al.* 2005) e organismos aquáticos do Reino Unido (Heino 2009) – bem como grupos vertebrados de savanas australianas (Bennett *et al.* 2009)

e brasileiras (Padiál *et al.* 2010). Investigações que abordaram uma gama mais abrangente de táxons – macrolíquens, musgos, hepáticas, plantas lenhosas e formigas da Índia (Negi & Gadgil 2002) e plantas, borboletas, mamangavas, escaravelhos, besouros e aves da Suécia (Vessby *et al.* 2002), também não encontraram relações consistentes entre a composição das comunidades avaliadas. Portanto, assim como foi visto para a riqueza, estudos que abordam o poder preditivo da composição de espécies também mostram resultados antagônicos, apesar deste parâmetro ainda não ser tão explorado quanto o primeiro.

Considerações finais

Predizer a diversidade de uma área utilizando substitutos é, certamente, um método menos realístico do que acessar a diversidade diretamente, ou através de estimativas matemáticas. Apesar disso, o uso de substitutos da diversidade têm sido frequentemente sugerido, uma vez que este tipo de abordagem apresenta uma grande vantagem em relação às demais: o custo-benefício em termos de tempo e recursos (Beccaloni & Gaston 1995).

O problema é que muitos estudos têm apresentado resultados inconsistentes a respeito da congruência entre medidas de diversidade (Hess *et al.* 2006). A ocorrência de correlações concomitantemente significativas e fortes é pouco frequente, em muitos casos, obtêm-se correlações significativas porém fracas.

A dificuldade na obtenção de correlações válidas pode estar vinculada a diferenças relacionadas às escalas espaço-temporais, ao método estatístico utilizado, ao tamanho do esforço amostral, ao tipo de ambiente, entre outros (Weaver 1995, Grelle 2002, Favreau *et al.* 2006, Heino 2009, Heink & Kowarik 2010, Gaspar *et al.* 2010, Banks-Leite *et al.* 2011, Beck *et al.* 2012). Apesar disso, vários pesquisadores têm negligenciado a influência desses fatores, apresentando estudos que exibem sérios vieses relacionados a eles.

A aplicabilidade em diferentes escalas é um fator de suma importância para o desenvolvimento de substitutos da diversidade (Sauberer *et al.* 2004). A correlação entre medidas de diversidade de diferentes grupos de organismos é variável em diferentes escalas espaciais, apresentando-se forte em estudos realizados em escalas geográficas amplas. Entretanto, tal padrão dissolve-se em escalas espaciais mais finas, ou seja, a correlação é fraca em escalas locais (Gaston 2000, Gerlach *et al.* 2013). Portanto, a variação do grão, da extensão ou

mesmo da localização são fatores que podem explicar, pelo menos em parte, os numerosos resultados contraditórios (Favreau *et al.* 2006, Hess *et al.* 2006). As escalas temporais também devem ser consideradas, uma vez que estudos de longa duração revelam que as espécies apresentam-se irregularmente distribuídas no tempo, mesmo quando estão uniformemente distribuídas espacialmente (Weaver 1995, Favreau *et al.* 2006).

O tipo de estatística utilizada para avaliar as correlações influencia no desenvolvimento de substitutos da diversidade. No caso de análises que apresentam testes de significância baseados em randomizações, é possível a obtenção de correlações altamente significativas, mesmo quando a força das correlações é muito baixa (Heino 2009). Além disso, modelos estatísticos inadequados podem ser especificados em análises multivariadas, em função de erros amostrais, principalmente quando preditores colineares estão envolvidos (Beck *et al.* 2012). Adicionalmente, a insuficiência amostral e a autocorrelação espacial podem confundir resultados de análises sobre a utilidade de um táxon como substituto da diversidade (Grelle 2002). Sabe-se que tamanhos amostrais reduzidos são dados ecologicamente pouco comparáveis, e eles são comuns em estudos de conservação (Beck *et al.* 2012).

As condições ambientais também podem interferir no desenvolvimento de substitutos da diversidade. Estudos realizados em escalas espaciais similares, mas em diferentes ambientes, podem não ser comparáveis, uma vez que a diversidade varia entre diferentes ecossistemas (Favreau *et al.* 2006). Além disso, condições ambientais relacionadas à influência antrópica alteram a heterogeneidade do ambiente, modificando a diversidade local (Heino 2009), afetando a correlação entre os táxons.

Finalmente, diferentes métricas de diversidade podem resultar em resultados distintos. A escolha da medida de diversidade é, muitas vezes, guiada pela disponibilidade de dados ou, pior, através da experimentação de qual métrica recupera relações mais fortes. Raramente a medida de diversidade é selecionada por um raciocínio *a priori*, focando no aspecto da diversidade que seja mais relevante para o objetivo do estudo (Beck *et al.* 2012).

CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

Muitos estudos focados no desenvolvimento de substitutos da diversidade corroboram resultados

pouco satisfatórios ou insatisfatórios. A ocorrência de correlações fracas entre medidas de diversidade de diferentes organismos ou níveis taxonômicos não fornece subsídios suficientes para definir qualquer grupo de organismos como substituto incondicional da diversidade de outro, ou como um subconjunto mensurável da diversidade regional. Devido a essa inconsistência, nas atuais circunstâncias, é possível afirmar que os substitutos da diversidade ainda não estão suficientemente desenvolvidos para serem aplicados de forma generalizada e confiável.

Para o desenvolvimento adequado deste tipo de substituto, é necessário compreender as razões que promovem a ausência de equivalência entre a diversidade de diferentes níveis taxonômicos ou entre organismos. Tal incongruência certamente está vinculada com a falta de informação a respeito da similaridade entre os padrões de resposta aos principais processos que estruturam a diversidade total. Alguns estudos têm sugerido o uso de metacomunidades para responder à isso (Siqueira *et al.* 2012). Outro fator que pode influenciar nesse processo é a escolha inadequada de medidas de diversidade utilizadas para o desenvolvimento dos substitutos da diversidade. Algumas opções ainda podem apresentar resultados consistentes: uma delas é dar prosseguimento na investigação da similaridade na composição de espécies. Além disso, outras medidas ainda não exploradas, tais como relações tróficas, relações funcionais e similaridade de nicho, podem ser promissoras para este propósito.

Outra questão que deve ser considerada é que a aplicação de táxons como substitutos da diversidade precisa ocorrer dentro de limites bem definidos de escalas espaço-temporais, incorporando a escala espacial como variável explicativa e avaliando as abordagens de espécies substitutas em escalas temporais mais amplas (Favreau *et al.* 2006). A definição de critérios que orientem a seleção de táxons como substitutos da diversidade, bem como o desenvolvimento de um protocolo para sua implementação, podem ajudar a solucionar tais questões.

Finalmente, por esta ser uma linha de pesquisa relativamente nova e por ainda não existir um consenso sobre sua aplicação, é necessário dar continuidade no investimento em pesquisas voltadas ao desenvolvimento de substitutos da diversidade (Favreau *et al.* 2006, Bennett *et al.* 2009). O abandono desta ferramenta, no atual momento, pode ser uma decisão prematura.

AGRADECIMENTOS: Ao PPG em Biologia Animal da UnB pelo apoio recebido, ao CNPq pelo suporte financeiro e à Prof^a Dr^a Juliana Cordeiro pela leitura de uma das versões que originaram esta revisão.

REFERÊNCIAS

- Andersen, A.N. 1995. Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation* 73: 39-43. doi: 10.1016/0006-3207(95)90059-4.
- Axmacher, J.C.; Liu, Y.; Wang, C.; Li, L. and Yu, Z. 2011. Spatial α -diversity patterns of diverse insect taxa in Northern China: lessons for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 144: 2362-2368. doi:10.1016/j.biocon.2011.06.016
- Baldi, A. 2003. Using higher taxa as surrogates of species richness: a study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic and Applied Ecology* 4: 589-593. <http://www.nhmus.hu/~baldi/Baldi-BAE-2003.pdf>
- Balmford, A.; Lyon, A.J. E. and Lang, R.M. 2000. Testing the higher-taxon approach to conservation planning in a megadiverse group: the macrofungi. *Biological Conservation* 93: 209-217. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00140-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00140-8)
- Banks-Leite, C.; Ewers, R.M.; Kapos, V.; Martensen, A.C. and Metzger, J.P. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology* 48: 706-714. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.01966.x
- Beccaloni, G.W. and Gaston, K.J. 1995. Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation* 71: 77-86.
- Beck, J.; Pfiffner, L.; Ballesteros-Mejia, L.; Blick, T. and Luka, H. 2012. Revisiting the indicator problem: can three epigeal arthropod taxa inform about each other's biodiversity. *Diversity and Distributions*: 1-12. doi:10.1111/ddi12021
- Bennett, J.M.; Kutt, A.S.; Johnson, C.N. and Robson, S.K.A. 2009. Ants as indicators for vertebrate fauna at a local scale: an assessment of cross-taxa surrogacy in a disturbed matrix. *Biodiversity and Conservation*: doi: 10.1007/s10531-009-9650-2
- Bilton, D.T.; Mcabendroth, L.; Bedford, A. and Ramsay, P.M. 2006. How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. *Freshwater Biology* 51: 578-590. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01505.x
- Blair, R. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9: 164-170. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0164:BABAAU\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0164:BABAAU]2.0.CO;2)
- Cabra-Garcia, J.; Bermudez-Rivas, C.; Osorio, A.M. and Chacon, P. 2012. Cross-taxon congruence of α and β -diversity among five leaf litter arthropod groups in Colombia. *Biodiversity and Conservation* 21: 1439-1508. doi: 10.1007/s10531-012-0259-5
- Cardoso, P.; Silva, I.; Oliveira, N.G. and Serrano, A.R.M. 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation* 117: 453-459. doi:10.1016/j.biocon.2003.08.013
- Caro, T. 2010. *Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species*. Island Press, Washington, DC. 394p.
- Chase, M.K.; Kristan III, W.B.; Luanm, A.J. Price, M.V. and Rotenberry, J.T. 2000. Single species as indicators of species richness and composition in California coastal sage scrub birds and small mammals. *Conservation Biology* 14: 474-487. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.98312.x
- Duelli, P. and Obrist, M.K. 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 87-98. doi:10.1016/S0167-8809(03)00072-0
- Favreau, J.M.; Drew, C.A.; Hess, G.R.; Rubino, M.J.; Koch, F.H. and Eschelbach, K.A. 2006. Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiversity and Conservation* 15: 3949-3969. doi: 10.1007/s10531-005-2631-1
- Gaspar, C.; Gaston, K.J. and Borges, P.A.V. 2010. Arthropods as surrogates of diversity at different spatial scales. *Biological Conservation* 143: 1287-1294. doi:10.1016/j.biocon.2010.03.007
- Gaston, K.J. 2000. Biodiversity: higher taxon richness. *Progress in Physical Geography* 24,1: 117-127. doi: 10.1177/030913330002400108
- Gaston, K.J. and Williams, P.H. 1993. Mapping the world's species – the higher taxon approach. *Biodiversity Letters* 1: 2-8.
- Gerlach, J.; Samways, M. and Pryke, J. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*: doi 10.1007/s10841-013-9565-9
- Gladstone, W. 2002. The potential value of indicator groups in the selection of marine reserves. *Biological Conservation* 104: 211-220.
- Grelle, C.E.V. 2002. Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of neotropical mammal diversity? *Biological Conservation* 108: 100-106.
- Heink, U. and Kowarik, I. 2010. What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodiversity and Conservation* 19: 3769-3797. doi: 10.1007/s10531-010-9926-6
- Heino, J. 2009. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*: doi: 10.1016/j.ecolind.2009.04.0
- Hess, G.R.; Bartel, R.A.; Leidner, A.K.; Rosenfeld, K.M.; Rubino, M.J.; Snider, S.B. and Ricketts, T.H. 2006. Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. *Biological Conservation* 132: 448-457. doi:10.1016/j.biocon.2006.04.037
- Kati, V.; Devillers, P.; Dufrene, M.; Legaskis, A.; Vokou, D. and Lebrun, P., 2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at local scale. *Conservation Biology* 18: 667-675. doi: 10.1111/j.1523-1739.2004.00465.x
- Krebs, C. 1999. *Ecological Methodology*. Third Edition. Harper & Row Publishers, New York, NY. 654p.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2: 203-217. <http://www.jstor.org/stable/1941776>
- Lamoreux, J.F.; Morrison, J.C.; Ricketts, T.H.; Olson, D.M.; Dinerstein, E.; McKnight, M.W. and Shugart, H.H. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212-214. doi:10.1038/nature04291
- Landeiro, V.L.; Bini, L.M.; Costa, F.R.C.; Franklin, E.; Nogueira, A.; Souza, J.L.P.; Moraes, J. and Magnusson, W.E.

2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators* 23: 366-373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.023>
- Lawton, J.H.; Bignell, D.E.; Bolton, B.; Bloemers, G.F.; Eggleton, P.; Hammon, P.M.; Hodda, M.; Holt, R.D.; Larsen, T.B.; Mawdsley, N.A.; Stork, N.E.; Srivastava, D.S. and Watt, A.D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391: 72-76. doi:10.1038/34166
- Lomolino, M.V. 2000. A species-based theory of insular zoogeography. *Global Ecology and Biogeography* 9: 39-58. doi:10.1046/j.1365-2699.2000.00188.x
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd, Oxford, OX. 256p.
- Mazaris, A.D.; Kallimanis, A.S.; Sgardelis, S.P. and Pantis, J.D. 2008. Does higher taxon diversity reflect richness of conservation interest species? The case for birds, mammals, amphibians, and reptiles in Greek protected areas. *Ecological Indicators* 8: 664-671. doi:10.1016/j.ecolind.2007.11.001
- McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181-201. doi:10.1111/j.1469-185X.1997.tb00029.x
- Moore, J.L.; Balmford, A.; Brooks, T.; Burgess, N.D.; Hansen, L.A.; Rahbek, C. and Williams, P.H. 2003. Performance of sub-saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology* 17: 207-218. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.01126.x
- Negi, H.R. and Gadgil, M. 2002. Cross-taxon surrogacy of biodiversity in the Indian Garhwal Himalaya. *Biological Conservation* 105: 143-155. [bwm1.element.elsevier-27b4bb0a-8c6e-355a-abc6-3fb9db23b87c](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092664600200027c)
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364. doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- Oertli, S.; Muller, A.; Steiner, D.; Breitenstein, A. and Dorn, S. 2005. Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape *Biological Conservation* 126: 195-205. doi:10.1016/j.biocon.2005.05.014
- Padial, A.A.; Bini, L.M.; Diniz-Filho, J.A.F.; Souza, N.P.R. and Vieira, L.C.G. 2010. Predicting patterns of beta diversity in terrestrial vertebrates using physiographic classifications in the Brazilian Cerrado. *Natureza & Conservação* 8: 127-132. doi:10.4322/natcon.00802004
- Pearson, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Biological Sciences* 345: 75-79.
- Pearson, D.L. and Cassola, F. 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cincindellidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6: 376-391. <http://www.jstor.org/stable/2386038>
- Prendergast, J.R. and Eversham, B.C. 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography* 20.2: 210-216.
- Prendergast, J.R.; Quinn, R.M. and Lawton, J.H. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13: 484-492. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.97428.x
- Ricketts, T.H.; Daily, G.C. and Ehrlich, P.R. 2002. Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biological Conservation* 103: 361-370. <http://www.stanford.edu/group/CCB/Staff/ehrllichpubs.html>
- Samways, M.J.; McGeoch, M.A. and New, T.R. 2010. *Insect conservation: a handbook of approaches and methods*. Oxford University Press, Oxford, OX. 441p.
- Sanchez-Fernandez, D.; Abellan, P.; Mellado, A.; Velasco, J. and Millan, A. 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* 15: 4507-4520. doi:10.1007/s10531-005-5101-x
- Sauberer, N.; Zulka, K.P.; Abensperg-Traun, M.; Berg, H.M.; Bieringer, G.; Milasowszky, N.; Moser, D.; Plutzer, C.; Pollheimer, M.; Storch, C.; Trostl, R.; Zechmeister, H. and Grabherr, G. 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117: 181-190. doi:10.1016/S0006-3207(03)00291-X
- Simberloff, D.A. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 115: 101-111.
- Siqueira, T.; Bini, L.M.; Roque, F.O. and Cottenie, K. 2012. A metacommunity framework for enhancing the effectiveness of biological monitoring strategies. *PLoS ONE* 7: 1-12. doi:10.1371/journal.pone.0043626
- Su, J.C.; Debinski, D.M.; Jakubauskas, M.E. and Kindscher, K. 2004. Beyond species richness: community similarity as a measure of cross-taxon congruence for coarse-filter conservation. *Conservation Biology* 18: 167-173. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00337.x
- Summerville, K.S., Ritter, L.M. and Crist, T.O. 2004. Forest moth taxa as indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biological Conservation* 116: 9-18. doi:10.1016/S0006-3207(03)00168-X
- Vessby, K.; Soderstrom, B.; Glimskar, A. and Svensson, B. 2002. Species-richness correlation of six different taxa in Swedish seminatural grassland. *Conservation Biology* 16: 430-439. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00198.x
- Vieira, L.C.; Oliveira, N.G.; Brewster, C.C. and Gayubo, S.F. 2012. Using higher taxa as surrogates of species-level data in three Portuguese protected areas: a case study on Spheciformes (Hymenoptera). *Biodiversity and Conservation* 21: 3467-3486. doi:10.1007/s10531-012-0374-3
- Warman, L.D.; Forsyth, D.M.; Sinclair, A.R.E.; Freemark, K.; Moore, H.D.; Barrett, T.W.; Pressey, R.L. and White, D. 2004. Species distributions, surrogacy, and important conservation regions in Canada. *Ecology Letters* 7: 374-379. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00590.x
- Weaver, J.C. 1995. Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology* 9: 939-942. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09040939.x
- Williams, P.H. and Gaston, K.J. 1994. Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* 67: 211-217.
- Williams, P.; Faith, D.; Manne, L.; Sechrest, W. and Preston, C. 2006. Complementarity analysis: Mapping the performance of surrogates for biodiversity. *Biological Conservation* 128: 253-264. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.047
- Wilson, K.A.; Underwood, E.C.; Morrison, S.A.; Klausmeyer, K.R.; Murdoch, W.W.; Reyers, B.; Wardell-Johnson, G.; Marquet, P.A.; Rundel, P.W.; McBride, M.F.; Pressey, R.L.;

Bode, M.; Hoekstra, J.M.; Andelman, S.; Looker, M.; Rondinini, C.; Kareiva, C.; Shaw, M.R. and Possingham, H.P. 2007. Conserving biodiversity efficiently: what to do, where, and when. *PLoS Biology* 5: 1850-1861. doi:10.1371/journal.pbio.0050223

Wolters, V.; Bengtsson, J. and Zaitsev, A.S. 2006. Relationship among the species richness of different taxa. *Ecology* 87: 1886-1895. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1886:RATSRO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1886:RATSRO]2.0.CO;2)

Submetido em 20/09/2013
Aceito em 19/03/2014