

ESTUDOS AMBIENTAIS EM CAVERNAS: OS PROBLEMAS DA COLETA, DA IDENTIFICAÇÃO, DA INCLUSÃO E DOS ÍNDICES

ENVIRONMENTAL STUDIES IN CAVES: THE PROBLEMS OF SAMPLING, IDENTIFICATION, INCLUSION, AND INDICES

Eleonora Trajano (1), Maria Elina Bichuette (2) & Marco Antônio Batalha (3)

(1) Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP.

(2) Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP.

(3) Departamento de Botânica, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP.

Contatos: etrajano@usp.br; bichuette@uol.com.br; marcoabat@uol.com.br.

Resumo

Para detecção e conhecimento de processos e padrões evolutivos que moldam a estrutura de comunidades naturais subterrâneas, a primeira etapa, fundamental, é a realização de inventários precisos das unidades taxonômicas. Entretanto, vários fatores podem inflacionar artificialmente listas taxonômicas, comprometendo seu significado biológico e, assim, sua confiabilidade como descritor da diversidade: (1) coletas não eficientes, (2) “taxonomia ruim”, (3) inclusões errôneas em categorias ecológico-evolutivas e (4) utilização de índices de diversidade inadequados. Apresentamos aqui alguns problemas que rotineiramente aparecem em estudos de inventariamento da fauna subterrânea, discutindo-os e sugerindo possibilidades para minimizá-los.

Palavras-Chave: biodiversidade; comunidades hipógeas; conservação; desenho amostral; fauna cavernícola; inventário.

Abstract

To detect and understand evolutionary patterns and processes that shape the structure of subterranean natural communities, the first and fundamental step is the conduction of accurate inventories of taxonomic units. However, several factors can artificially inflate taxonomic lists, compromising their biological significance and, thus, their reliability as diversity descriptor: (1) poor sampling, (2) bad taxonomy, (3) wrong inclusions into evolutionary and ecological categories, and (4) use of inadequate diversity indices. We present herein some problems that appear routinely in studies about the subterranean fauna, discussing and suggesting possibilities to minimize them.

Key-Words: biodiversity; cave fauna; conservation; hypogean communities; sample design; survey.

1. INTRODUÇÃO

Levantamentos biológicos com o objetivo de inventariar unidades taxonômicas, sejam para fins de publicações científicas ou para o cumprimento de legislação relacionada ao licenciamento de áreas cársticas com fins de uso econômico (no caso do Brasil, o Decreto 6640, IN número 02), constituem a primeira e necessária etapa dos estudos biológicos visando ao conhecimento de processos e padrões evolutivos, os quais moldam a estrutura e o funcionamento das comunidades naturais. Dentro da Biologia Comparada, tais processos e padrões proporcionam contexto para estudos morfológicos, fisiológicos, comportamentais e ecológicos. Fora desse contexto, tais estudos carecem de significado biológico e trazem informações insuficientes para

detecção de tendências ou mesmo padrões acerca da fauna subterrânea (Thompson et al. 2003).

Muitos levantamentos que têm sido feitos em cavernas têm problemas amostrais, taxonômicos e conceituais, que podem levar a conclusões enviesadas e, conseqüentemente, dificultar a conservação dos sistemas cavernícolas. Apresentamos quatro problemas que rotineiramente aparecem em tais estudos (coleta, identificação, inclusão e uso de índices) e sugerimos o que pode ser feito para minimizá-los.

2. O PROBLEMA DA COLETA

Quando se realizam estudos visando ao conhecimento e à conservação da biodiversidade dos

sistemas subterrâneos, uma primeira etapa é justamente **listar as espécies que ali ocorrem**. Frequentemente, é necessário **conhecer o número de espécies** encontradas em uma dada área **ou comparar esse número entre diferentes áreas**. Assim, **muitas vezes, a partir da lista de espécies, usa-se a riqueza de espécies ou uma medida tradicional de diversidade como descritor da biodiversidade** (por exemplo, Silva et al. 2011). Como, quase sempre, um censo faunístico é impossível, é preciso **lançar unidades amostrais nas cavernas para estimar as suas riquezas**. Com isso, várias decisões sobre a amostragem a ser feita precisam ser tomadas. Ainda, comumente se usa a chamada **“curva do coletor” para definir o esforço amostral e estimar o número de espécies**, como, por exemplo, em Bragagnolo & Pinto-da-Rocha (2003). Ao longo desse processo, tem havido vários problemas nos estudos feitos em ambientes subterrâneos, que podem levar a conclusões equivocadas.

A riqueza de espécies dentro de um hábitat, uma medida de diversidade alfa, é dependente do **tamanho da amostra** (Colwell et al. 2004). Além disso, a riqueza de espécies observada **depende também do tamanho da amostra quando hábitats diferentes são sucessivamente amostrados devido à substituição de espécies, uma medida de diversidade beta** (Colwell et al. 2004). Não obstante, encontramos **levantamentos em cavernas com apenas duas unidades amostrais, certamente insuficientes para uma boa estimativa da biodiversidade**. Tanto em hábitats homogêneos quanto heterogêneos, **um esforço de coleta intenso é necessário para uma estimativa acurada da riqueza de espécies** (Thompson et al. 2003), sendo que, em ambientes heterogêneos, esse esforço deve ser ainda mais intenso (Moreno & Halffter 2000). O número ótimo de réplicas é influenciado pela escala da unidade amostral em relação ao tamanho da comunidade; idealmente, esse número deve ser determinado com base na comunidade mais diversa entre as que serão amostradas e deve ser usado consistentemente ao longo do estudo (Magurran 2004).

Uma alta proporção de espécies raras em uma dada caverna pode subestimar sua riqueza de espécies, pois tais espécies têm uma menor propensão de serem amostradas (Thompson et al. 2003). **E justamente são essas espécies raras que têm uma maior chance de serem extintas** (Purvis et al. 2000) e cuja presença é um dos **critérios para o estabelecimento de prioridades na conservação de ambientes cavernícolas**, incluindo a classificação de cavernas em graus de relevância (no caso do Brasil, a Instrução Normativa MMA 02/09, que regulamenta o Decreto 6640). Os levantamentos

deveriam incorporar estratégias de busca adicionais para garantir que espécies “difíceis de serem capturadas” sejam amostradas. Uma vez que as espécies raras são importantes, cabe ao pesquisador aplicar um **esforço amostral intenso o suficiente para prever com uma acurácia razoável o número total de espécies em uma dada área** (Thompson et al. 2003).

Uma vez que a **heterogeneidade de hábitats influencia a estimativa do número de espécies**, o esforço amostral deve levá-la em conta (Moreno & Halffter 2000). Se, em uma dada caverna, há vários ambientes diferentes, **a amostragem pode ser estratificada, lançando-se sistematicamente ou, de preferência, aleatoriamente (Krebs 1999) as unidades amostrais em cada estrato**. Nesse caso, **medidas de heterogeneidade e complexidade de hábitats, como as propostas por August (1983), podem ser relacionadas ao esforço amostral exigido em cada estrato, fornecendo uma estimativa confiável do número de espécies (Moreno & Halffter 2000)**. Além dessa **variação espacial, a variação temporal também deve ser levada em conta ao se definir os métodos usados nos levantamentos**. Se for o caso, os protocolos devem considerar as **variações estacionais na composição e na abundância das espécies** (Moreno & Halffter 2000). Dependendo das características biogeográficas e ambientais da área de estudo, o esforço de coleta deve estar **distribuído ao longo do ano para evitar uma estimativa enviesada do número de espécies** (Moreno & Halffter 2000).

Como já ressaltamos, comumente se usa a chamada **“curva do coletor” para definir a suficiência amostral e estimar o número de espécies**. **A suficiência amostral é um conceito quantitativo usado para informar se a amostra utilizada é representativa da comunidade em estudo, enquanto que a curva do coletor é uma técnica que surgiu da relação espécie-área** (Schilling & Batista 2008). Entretanto, a curva do coletor não pode ser usada para definir a suficiência amostral, pois o formato da curva está relacionado à ordem de entrada das unidades amostrais na sua construção, possibilitando a geração de curvas diferentes a cada ordenação (Martins & Santos 1999). Ademais, a relação entre o eixo das abcissas e o das ordenadas influencia a percepção de uma eventual assíntota (Martins & Santos 1999). Uma solução é usar as chamadas **“curvas de acumulação de espécies”, em que a ordem de entrada das unidades amostrais na sua construção é aleatorizada** (Magurran 2004). Essa aleatorização produz um alisamento da curva e permite calcular, para cada passo, uma média e um desvio-padrão do número de espécies (Magurran 2004). **Tais curvas estão bastante relacionadas às curvas de rarefação, em que se deduz o número de**

espécies que esperaríamos encontrar caso reduzíssemos o número de unidades amostrais (Gotelli & Colwell 2001).

A construção dessas curvas de rarefação pode ser vista como um processo de interpolação da riqueza de espécies do conjunto total de amostras para a riqueza esperada para um subconjunto dessas amostras (Colwell et al. 2004). Contudo, o sonho de todo biólogo envolvido em inventários é a extrapolação das curvas de acumulação de espécies para estimar acuradamente quantas espécies seriam encontradas em um número maior de unidades amostrais lançadas na mesma comunidade (Colwell et al. 2004). Em levantamentos da fauna cavernícola, usualmente essa extrapolação é feita erroneamente, simplesmente buscando-se visualmente uma eventual assíntota na curva. Entretanto, para se extrapolar a curva de acumulação de espécies, é necessário usar algum algoritmo. Por exemplo, há um método de verossimilhança que baseia o seu ajuste na distribuição de contagens observadas para o modelo de mistura binomial e usa o Critério de Informação de Akaike para encontrar um balanço entre o ajuste e a complexidade do modelo (Colwell et al. 2004). Ainda assim, esse método produz estimativas acuradas apenas para um número duas ou três vezes maior que o de unidades amostrais (Colwell et al. 2004).

Levantamentos faunísticos em cavernas podem ser enganosos quando listas de espécies são compiladas, porque, dentro de um levantamento, frequentemente não há indicação de quão completo ele é (Soberón & Llorente 1993) e, entre levantamentos, na maioria dos casos não é possível compará-los diretamente devido a métodos incompatíveis de amostragem (Dennis & Ruggiero 1996). Entretanto, com uma medida padronizada de riqueza de espécies, que considere a eficiência do levantamento, é possível comparar inventários de diferentes lugares, de diferentes momentos e que tenham usado diferentes métodos (Moreno & Halfpeter 2000). Uma das maneiras de se fazer isso é usando modelos de acumulação de espécies ajustados às curvas de acumulação de espécies, em que o número cumulativo de espécies é lançado contra alguma medida de esforço amostral (Soberón & Llorente 1993, Moreno & Halfpeter 2000). O uso desses modelos pode levar a um melhor planejamento e a melhores protocolos de amostragem, provendo estimativas confiáveis do esforço amostral mínimo necessário para se obter um levantamento confiável (Soberón & Llorente 1993, Moreno & Halfpeter 2000).

Não é possível fornecer uma indicação geral do esforço necessário para prever a riqueza de

espécies de um sítio, uma vez que as curvas de acumulação de espécies são fortemente influenciadas pelas características de um dado local (Thompson et al. 2003). Não obstante, sabemos que a riqueza de espécies não pode ser extrapolada acuradamente, qualquer que seja o método usado, a partir de um número pequeno de unidades amostrais (Thompson et al. 2003). Isso traz implicações importantes para levantamentos em ambientes cavernícolas usados para preparar, por exemplo, estudos de impacto ambiental. Se o conhecimento da diversidade é importante, então levantamentos rápidos e expeditos, como Ferreira et al. (2009), não serão adequados para estimar acuradamente a riqueza de espécies (Thompson et al. 2003). Quando se realizam estudos visando ao conhecimento e à conservação da biodiversidade dos sistemas cavernícolas, não há receitas. É necessário adaptar os protocolos de coleta aos objetivos, às características da caverna e aos grupos a serem amostrados. De todo modo, o esforço amostral deverá ser intenso e as unidades amostrais deverão estar bem distribuídas no tempo e no espaço. Cabe ao pesquisador demonstrar que a amostragem foi suficiente.

3. O PROBLEMA DA IDENTIFICAÇÃO

Assumindo que a amostragem foi correta, outro problema que temos a resolver é o das identificações das espécies. Toda a Biologia da Conservação está baseada na taxonomia, parte da qual envolve a identificação apropriada dos organismos (Morrison III et al. 2009). Tal identificação usualmente envolve um nome científico atribuído à entidade de interesse, normalmente um nome específico (Morrison III et al. 2009). Como a grande maioria das pessoas, incluindo muitos biólogos, não tem uma compreensão correta do que seja a taxonomia, devemos discutir quem é esse “especialista” capacitado para a identificação e nomeação das unidades taxonômicas de interesse, idealmente espécies no caso dos estudos sobre biodiversidade (Morrison III et al. 2009). Um taxonomista possui conhecimento suficiente em determinado grupo taxonômico, permitindo-lhe reconhecer, com um grau de equívoco substancialmente menor que o do não-especialista, unidades taxonômicas. Por definição, e sobretudo em um país de megadiversidade biológica como o Brasil, onde o impedimento taxonômico é um dos problemas mais importantes da Biologia, não existem especialistas trabalhando simultaneamente em vários grupos distintos. O reconhecimento de qualquer unidade taxonômica, como uma espécie bem delimitada,

requer um alto nível conhecimento especializado, pois processos evolutivos como a convergência obscurecem as relações filogenéticas, levando a identificações errôneas. Há uma escassez de taxonomistas que vem causando vieses nas listas de espécies compiladas para fins de monitoramento e manejo, especialmente em ambientes pouco estudados, como as cavernas (Mace 2004).

A identificação, com atribuição de um nome com significado taxonômico e no nível mais inferior possível, idealmente o de espécie, não é uma tarefa trivial. Atualmente, o enfoque da taxonomia é filogenético. Conforme sabemos por experiência própria e de vários colegas taxonomistas, o treinamento de um taxonomista capacitado para identificações nos níveis requeridos por listas faunísticas em estudos ambientais leva de cinco a 10 anos, ou mesmo mais para grupos particularmente complicados e mal conhecidos. A necessidade de especialistas independe de haver um nome disponível para a espécie, pois só eles podem distinguir espécies reconhecidamente ainda não descritas – frequentemente citadas como “Nome-do-gênero” sp. nov. ou, mais corretamente, sp. não descrita – daquelas que não podem ser identificadas no momento, por estarem, por exemplo, inclusas em grupos sem resolução taxonômica apropriada (“Nome-do-gênero” sp.). Os levantamentos têm sido incompletos, quando não errados, no que diz respeito tanto à completude quanto à acurácia taxonômica, o mencionado “impedimento taxonômico” (Dubois 2003). Esse impedimento taxonômico explica o aparecimento, principalmente em estudos ecológicos, das chamadas unidades taxonômicas reconhecíveis (RTUs, do inglês *recognizable taxonomic units*) ou unidades parataxonômicas (Krell 2004), tais como morfoespécies e morfotipos, referidas por “Nome-do-gênero” sp. e associadas a números (sp. 1, sp. 2, e assim por diante) quando se distingue mais de uma no mesmo gênero. Contudo, o reconhecimento e a distinção de morfoespécies só são confiáveis quando corroborados por um especialista, já que cada grupo tem suas peculiaridades taxonômicas.

É importante ressaltar a necessidade do depósito de testemunhas (“vouchers”) de cada morfoespécie em coleções, que possuam número de tombo garantindo sua posterior localização efetiva. É ainda aconselhável que uma mesma equipe que realize trabalhos de levantamento faunístico em várias cavernas possua um código consecutivo de morfoespécies, que seja respeitado nas diversas publicações que derivem de seus levantamentos. Isso é importante para evitar erros ao interpretar que o “Nome-do-gênero” sp.1 da caverna “x” é a mesma coisa que o “Nome-do-gênero” sp.1 da caverna “y”

(publicados em trabalhos diferentes), quando na realidade são espécies ou morfoespécies diferentes. De igual forma, é desejável que na descrição formal da espécie sejam citadas, na lista sinonímica, todas as denominações dadas a esse táxon em publicações anteriores. Outro aspecto importante é que os trabalhos que incluam listas de espécies assinalem quais são as autoridades responsáveis pela identificação, para o aval da qualidade taxonômica dos levantamentos.

O uso da parataxonomia pode levar a superestimativas de riqueza de espécies, com erros que chegam a 100% (Krell 2004) e que dependem não apenas do grupo, como também da amostra e de quem faz a separação e o reconhecimento do material, de modo que sua amplitude é imprevisível, e, portanto, sem possibilidade de aplicação de índices de correção (Krell 2004). A parataxonomia não satisfaz alguns critérios do método científico, criando unidades tipológicas, sem critérios definidos de separação, o que impossibilita qualquer falsificação da hipótese e qualquer repetição do experimento (Krell 2004). Portanto, os resultados da parataxonomia devem ser encarados como um primeiro passo nos estudos sobre biodiversidade cavernícola, podendo ser usados em comparações grosseiras das riquezas de espécies ou para descrições não-comparativas da riqueza em determinadas localidades (Krell 2004). Tais dados, porém, não têm utilidade para estudos biogeográficos e autoecológicos, nem tampouco para inventários visando à seleção de áreas para fins de conservação, o que inclui os estudos ambientais destinados a classificar cavernas quanto ao grau de relevância para fins de sua possível destruição, já que estes devem ser absolutamente conclusivos (Trajano & Bichuette 2010).

As consequências dos erros em cascata resultantes do uso da chamada “taxonomia ruim” (*bad taxonomy*; May 1990) em estudos ecológicos incluem a perda de biodiversidade (May 1990, Bortolus 2008). O que depreendemos de tudo isso? Em primeiro lugar, identificações taxonômicas confiáveis são fundamentais. Sem a taxonomia para formar os títulos e a sistemática para nos dizer como juntá-los, o edifício da ciência biológica se torna uma bagunça desprovida de significado (May 1990). Em segundo lugar, para fins de conferência, é fundamental a disponibilização dos exemplares em coleções amplamente acessíveis, de museus e outras instituições com serviço de curadoria independente dos especialistas do momento, desde que oficialmente registradas no Cadastro Nacional de Coleções Biológicas (CCBIO). Porém, independentemente da especialidade do curador, ele tem o compromisso ético e administrativo de

garantir o caráter de livre acesso das coleções científicas. Essas instituições devem garantir a continuidade do serviço, mesmo após a saída do pesquisador, assim como a fidedignidade das identificações, sua ampla divulgação para a comunidade científica e a disponibilização irrestrita para pesquisadores idôneos. Normalmente, essas condições são encontradas em museus oficiais. A taxonomia e a conservação caminham juntas. Não podemos conservar organismos que não somos capazes de identificar, e nossas tentativas de entender as consequências das mudanças ambientais e da degradação estarão fatalmente comprometidas se não pudermos reconhecer e descrever as espécies que constituem as comunidades nos ambientes cavernícolas (Mace 2004).

4. O PROBLEMA DA INCLUSÃO

Assumindo que a amostragem foi correta e que a identificação taxonômica foi acurada, um terceiro problema que temos de resolver é definir quais espécies, dentre todas as amostradas, de fato pertencem à fauna cavernícola. Algumas classificações antigas (por exemplo, Racovitza 1907) traziam a noção de cavernícolas “verdadeiros” e “falsos”; aqueles com características indicando uma certa adaptação à vida na escuridão permanente e estes sem tais características, não diferindo das formas epígeas proximamente aparentadas. O primeiro passo para a aplicação de qualquer classificação é definir o que são animais subterrâneos, incluindo aqueles encontrados em habitats não-cavernícolas. Animais subterrâneos são aqueles encontrados regularmente no biótopo subterrâneo, para os quais este constitui parte ou todo o habitat natural, onde eles são capazes, no mínimo, de se orientar espacialmente (Trajano 2005). Em oposição, animais “acidentais” são aqueles introduzidos no ambiente subterrâneo por acidente – arrastados pela água ou caindo por aberturas superiores de cavernas – ou que entraram ali em busca de um clima ameno (Trajano 2005). Embora esses animais acidentais possam sobreviver por certo tempo no meio subterrâneo, sua incapacidade de orientar-se e encontrar alimento acaba por levar ao seu desaparecimento.

Do ponto de vista evolutivo, organismos subterrâneos – cavernícolas sensu lato – podem ser definidos como unidades evolutivas que respondem ao regime seletivo subterrâneo típico do meio hipógeo. Para estes, os ambientes subterrâneos provêm condições e recursos adequados, como alimento, abrigo, substrato, clima, que afetam as taxas de sobrevivência e de reprodução, podendo definir os destinos evolutivos dessas unidades

(Trajano 2012).

Do ponto de vista evolutivo, os acidentais são “becos sem saída”, enquanto que, do ponto de vista ecológico, tratam-se de recursos potenciais (alimento, substrato etc.) para populações estabelecidas no meio subterrâneo. Recursos não têm uma conectividade histórica por si, que é o que caracteriza unidades evolutivas reconhecidas como táxons. Quando um organismo torna-se recurso, não faz mais sentido classificá-lo taxonomicamente em nível de espécie ou categorias superiores – uma classificação biologicamente significativa seria de acordo com a disponibilidade do recurso ou seu valor nutritivo. Do ponto de vista biológico, o conceito de “acidental” tem uma natureza distinta das de troglóbios, troglófilos e troglóxenos e, portanto, não se enquadra na classificação de Schiner-Racovitza (Trajano 2012).

Além disso, acidentais são definidos com base em ausências de características e, assim, não formam um grupo biológico. De fato, todos os organismos de uma determinada região são acidentais em potencial, podendo mais cedo ou mais tarde ser encontrados em uma caverna. Dessa forma, listas faunísticas que incluem os acidentais, como as que vêm sendo apresentadas, referem-se a situações pontuais e transitórias. Podemos fazer uma analogia entre o censo de habitantes de uma casa e o levantamento faunístico em caverna. Os moradores da casa estão para os animais subterrâneos, assim como os visitantes e os funcionários dessa mesma casa estão para os acidentais. Enquanto faz sentido incluir aqueles no levantamento, não faz sentido incluir estes.

De fato, não é fácil nem imediato o reconhecimento de um organismo acidental. Podemos usar vários critérios, como organismos com características incompatíveis com a vida subterrânea (digamos, um herbívoro ou um animal dependente de orientação visual - exceto nos raros casos de disponibilidade de presas cavernícolas luminescentes; ver Meyer-Rochow & Liddle 2001); frequentemente mortos ou com claros sinais de desnutrição; sempre próximos de contatos com o exterior; ou com ocorrência irregular, ocasional e sem qualquer padrão temporal. Esses critérios, porém, não são absolutos. Dentro de um dado grupo taxonômico, pode haver espécies que tenham mudado seu modo de vida, como é o caso do lambari *Astyanax mexicanus* que, à diferença dos demais do gênero, geralmente diurnos e fortemente orientados pela visão, tem atividade crepuscular e comportamento reprodutivo orientado por estímulos visuais (Parzefall 1986). Isso explica por que apenas essa espécie de *Astyanax*, gênero amplamente

distribuído na região neotropical, colonizou efetivamente o meio subterrâneo (Parzefall 1986). De qualquer forma, repetições, com acompanhamentos, são sempre necessárias, já que é impossível aplicar conclusivamente a classificação de Schiner-Racovitza (Racovitza 1907) em uma única ocasião de amostragem.

5. O PROBLEMA DOS ÍNDICES

Assumindo que a amostragem foi correta, que a identificação taxonômica foi acurada e que apenas as espécies de fato subterrâneas foram mantidas nas listas, um quarto problema que encontramos é a utilização de índices como descritores da biodiversidade. Como mencionamos, frequentemente, a partir da lista de espécies, usa-se a riqueza de espécies ou outra medida tradicional de diversidade como descritor da biodiversidade. Ainda que esses índices tragam informações e possam ser úteis em alguns casos, muitas vezes eles não são. Quando usamos tais índices, perdemos informações sobre a identidade das espécies que aparecem na comunidade, sobre suas afinidades filogenéticas e sobre quaisquer outras características que não as suas abundâncias. Essa inevitável perda de informação que existe quando resumimos um grande conjunto de dados de uma comunidade faz com que alguns autores digam que tais índices tradicionais de diversidade escondam mais do que revelam (Cianciaruso et al. 2009).

Em escalas geográficas maiores, não há controvérsias de que um objetivo central da biologia da conservação é manter uma representatividade de todos os aspectos relevantes da biodiversidade (Sarkar et al. 2005). Isso envolve a chamada “otimização restrita”, isto é, a representação dos descritores da biodiversidade deve ser maximizada, levando em conta o fato de que muitos sítios, cavernas no caso, não poderão ser conservados (Sarkar 2006). Qualquer solução para esse problema demanda atenção para a diversidade entre sítios, pois não há sentido conservar vários sítios com altas diversidades alfa, mas com a mesma composição faunística (Sarkar 2006). Assim, torna-se importante a diversidade beta, para a qual existem várias medidas possíveis (Tuomisto 2010). Uma medida bastante usada em conservação é baseada na complementariedade, isto é, o quão representativa é a contribuição de um novo sítio quando comparado aos sítios já selecionados (Sarkar 2006). A medida mais simples nesse sentido é o número de espécies que não estavam presentes nos sítios já selecionados – daí, mais uma vez, a importância de descrições taxonômicas acuradas. Medidas de complementariedade não são, via de regra,

interpretadas em índices, pois o valor da complementariedade de um sítio é definido apenas quando ele é comparado aos sítios já selecionados (Sarkar 2006). Índices como os de riqueza de espécies e de diversidade tradicional, que são medidas de diversidade alfa, não são suficientes se o propósito for selecionar sítios para a conservação (Sarkar 2006). No caso dos habitats subterrâneos, valores numéricos de diversidade alfa não refletem as singularidades óbvias desses ambientes, as quais constituem a principal justificativa para sua conservação, pois sempre se situam entre os limites observados no meio epígeo: de desertos, fontes termais e outros habitats extremos por um lado e de florestas tropicais por outro. A grande utilidade dos índices de diversidade alfa está na comparação temporal da mesma localidade, o que infelizmente não tem sido feito.

Medidas de diversidade alfa têm sido tradicionalmente usadas para determinar os efeitos da degradação ambiental sobre a biodiversidade, inclusive em ambientes subterrâneos. Devemos notar que tais medidas não são o único componente mensurável da biodiversidade, mesmo quando temos apenas dados sobre a presença das espécies ou as suas abundâncias (Clarke & Warwick 2001). A estrutura filogenética também é importante, pois se a comunidade é constituída apenas por espécies bastante aparentadas, ela deve ser considerada menos diversificada do que outra com o mesmo número de espécies, mas menos aparentadas (Clarke & Warwick 2001). Por conta disso, a partir dos anos 1990, foram propostos vários índices para se calcular a “diversidade filogenética” (Cianciaruso et al. 2009). A diversidade filogenética é uma medida da diversidade de uma comunidade que inclui as relações filogenéticas das espécies, assumindo que a diversidade é maior em comunidades com espécies filogeneticamente mais distintas (Magurran 2004). Daí a importância também de estudos que se proponham a descrever as relações filogenéticas de clados que incluam animais subterrâneos. Essa diversidade filogenética é um aspecto ainda subexplorado na definição de prioridades para a conservação de ambientes cavernícolas.

Outro aspecto da biodiversidade ainda subexplorado em estudos sobre fauna subterrânea é a diversidade funcional, que podemos definir como sendo “o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades” (Tilman et al. 2001). Assim como a diversidade filogenética, a diversidade funcional vem recebendo cada vez mais atenção nos últimos anos, pois parece ser um melhor descritor do funcionamento das comunidades quando comparada aos índices tradicionais (Cianciaruso et al. 2009). A

diversidade funcional estima as diferenças entre os organismos diretamente a partir de características funcionais relacionadas com as hipóteses em estudo (Cianciaruso et al. 2009). Medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de traços funcionais que influenciam os processos da comunidade, independentemente da filogenia dos organismos (Cianciaruso et al. 2009). Um aspecto interessante da fauna cavernícola é que ela possui muitos atributos funcionais só presentes nelas (Christiansen 1962), o que deve elevar os valores da diversidade funcional nos ambientes subterrâneos.

Ainda assim, dadas as restrições desse meio, índices em ambientes hipógeos sempre serão mais baixos quando comparados aos epígeos, o que não quer dizer que ambientes hipógeos sejam menos importantes. Tradicionalmente, a Biologia da Conservação tem se baseado apenas na diversidade local observada, quando talvez fosse interessante levar em conta as espécies que estão ausentes de uma dada comunidade, mas que pertencem ao banco de espécies, ou seja, têm o potencial de colonizá-la. Esse conjunto de espécies ausentes é chamado de “diversidade negra” (Pärtel et al. 2011). Relacionando as diversidades local e negra, podemos comparar regiões, comunidades e grupos taxonômicos, bem como avaliar os processos locais e regionais nas comunidades ecológicas (Pärtel et al. 2011). A diversidade negra ainda pode ser usada para estimar o potencial de recuperação das comunidades, minimizando a perda de biodiversidade (Pärtel et al. 2011). Ainda que a diversidade local dos habitats hipógeos seja menor do que a dos epígeos, como o banco de espécies para os habitats hipógeos é menor, podemos postular uma alta razão diversidade observada:diversidade negra. Isso ressaltaria a importância dos ambientes subterrâneos de uma forma que os índices de diversidade tradicionais não são capazes de detectar. Essa também é uma abordagem ainda subutilizada em estudos com a fauna cavernícola.

Resumindo, a singularidade da biodiversidade subterrânea é adequadamente expressa pela combinação de diferentes aspectos e abordagens, incluindo não só a contribuição da diversidade alfa para a diversidade total regional, como também as diversidades beta, filogenética, funcional e negra.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Vários fatores podem inflacionar artificialmente listas taxonômicas, comprometendo seu significado biológico e, assim, sua confiabilidade como descritor da diversidade. Entre eles, destacam-se a “taxonomia ruim”, problema

crescente em vista da proliferação de estudos ambientais realizados por biólogos generalistas, sem as capacitações específicas requeridas, e, particularmente para ambientes subterrâneos, a inclusão espúria de acidentais.

A “taxonomia ruim” abrange a identificação errônea ou desatualizada de táxons (espécies ou mesmo táxons superiores) por profissionais sem as qualificações dos respectivos especialistas, e a parataxonomia, isto é, a identificação em morfoespécies. Estas últimas, se não contarem com a necessária corroboração por taxonomistas trabalhando no contexto filogenético, correm o grande risco de representarem meramente unidades tipológicas, em uma abordagem essencialista, pré-darwiniana, na contramão da atual Sistemática Biológica, que visa à identificação e nomeação de unidades evolutivamente válidas. Um caso extremo desse tipo de erro é atribuir a priori formas imaturas a espécies distintas das dos adultos, como em Souza-Silva (2008), quando o bom senso biológico dita exatamente o contrário – juvenis e adultos do mesmo táxon, encontrados no mesmo habitat, provavelmente pertencem à mesma espécie, correspondendo apenas a diferentes estádios ontogenéticos do ciclo de vida, diferentes sexos ou indivíduos póli ou dimórficos do mesmo sexo. Por outro lado, a especialização taxonômica estreita tem acarretado problemas na identificação de táxons de ampla distribuição, inclusive provocando a descrição de falsas espécies. Exemplo disto é que espécies cosmopolitas ou pantropicais contêm geralmente as maiores listas de sinônimas.

Enfim, critérios de inclusão incompatíveis com os objetivos do trabalho em questão produzem listas espúrias que, por sua vez, levam a conclusões equivocadas sobre biodiversidade, comprometendo todos os passos seguintes de trabalhos visando à sua compreensão – ou seja, listas longas nem sempre são melhores, ou refletem melhor a capacitação dos autores. Muitas vezes, é bem o contrário.

Para que listas faunísticas tenham significado biológico, tanto no todo, refletindo populações que coevoluem, quanto em termos de seus componentes (unidades reais, com identidade evolutiva), podendo assim ser utilizadas como base para estudos, tanto básicos quanto aplicados, elas devem seguir critérios científicos, incluindo apenas unidades taxonômicas válidas (o que implica o conhecimento aprofundado da variação intra-específica, sexual e ontogenética para cada táxon em foco, que normalmente só os especialistas possuem), ao menos de acordo com o estado-da-arte do conhecimento vigente, e, no caso específico do meio subterrâneo, que tenham

efetivamente uma relação evolutiva e ecológica com esse ambiente.

Considerar unicamente a diversidade local observada em teoria ecológica e biologia da conservação é uma falácia, uma vez que valores absolutos de diversidade não são adequados para a comparação entre diferentes ambientes, regiões ou táxons (Pärtel et al., 2011). De fato, quando o objetivo é realizar comparações entre sistemas subterrâneos, por exemplo, para estabelecer prioridades para conservação e relevância de cavernas, índices de diversidade alfa, como os de riqueza e o de Shannon, não são de modo algum suficientes (Sarkar 2006). Neste contexto, sobretudo quando o desdobramento do estudo é uma classificação que permite a destruição de cavernas, é fundamental aplicar também índices de diversidade beta, além dos de diversidade filogenética, diversidade funcional e diversidade negra.

Isso significa que, para fins de avaliação da biodiversidade subterrânea, é necessário realizar estudos comparáveis (ou seja, efetuados na mesma época e com os mesmos métodos) no meio epígeo, não apenas para confirmar o status de troglóbios no caso de populações de táxons com representantes epígeos troglomórficos, como também para determinação da diversidade beta e negra. A alta diversidade negra no meio hipógeo é uma de suas principais singularidades, ao lado da diversidade funcional que pode ser amplificada pela presença de troglóbios muito especializados e de interações ecológicas únicas, e da diversidade filogenética que pode ser alta pela ocorrência de relictos. Note-se que se, por um lado, a contribuição relativa da diversidade alfa para a diversidade gama aumenta pela presença de troglóbios em geral, por outro, a diversidade funcional aumenta pela ocorrência de troglófilos, uma vez que frequentemente essas populações apresentam uma dinâmica distinta das populações epígeas coespecíficas.

Alguns trabalhos sobre comunidades subterrâneas brasileiras trazem, no título, expressões como “subsídios para a conservação”, por exemplo, Ferreira et al. (2009) e Zampaulo (2010). Por mais atraente que tal abordagem pareça, é sempre necessário ter em vista que, não sendo seguidos

todos os critérios acima discutidos, os objetivos de tais estudos podem não ter sido atingidos. E, pior, conclusões mal embasadas de trabalhos científicos podem levar a decisões equivocadas por parte das autoridades responsáveis pelas políticas ambientais, causando danos ainda maiores do que a ausência de dados.

Finalmente, é sempre conveniente lembrar o que diz o Código de Ética do profissional Biólogo (www.cfbio.org.br - trechos selecionados, destaques nossos):

Art. 6º - São deveres profissionais do Biólogo:

II - Manter-se em permanente aprimoramento técnico e científico, de forma a assegurar a eficácia e qualidade do seu trabalho visando uma efetiva contribuição para o desenvolvimento da Ciência, preservação e conservação de todas as formas de vida;

III - Exercer sua atividade profissional com dedicação, responsabilidade, diligência, austeridade e seriedade, somente assumindo responsabilidades para as quais esteja capacitado, não se associando a empreendimento ou atividade que não se coadune com os princípios de ética deste Código e não praticando nem permitindo a prática de atos que comprometam a dignidade profissional;

VII - Não ser conivente com os empreendimentos ou atividades que possam levar a riscos, efetivos ou potenciais, de prejuízos sociais, de danos à saúde ou ao meio ambiente, denunciando o fato, formalmente, mediante representação ao CRBio de sua região e/ou aos órgãos competentes, com discrição e fundamentação;

VIII - Os Biólogos, no exercício de suas atividades profissionais, inclusive em cargos eletivos e comissionados, devem se pautar pelos princípios da legalidade, impessoalidade, moralidade, probidade, eficiência e ética no desempenho de suas funções.

REFERÊNCIAS

- August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64: 1495-1507.
- Bortolus, A. 2008. Error cascades in the Biological Sciences: the unwanted consequences of using bad taxonomy in Ecology. *A Journal of the Human Environment*, 37: 114-118.

- Bragagnolo, C. & Pinto-da-Rocha, R. 2003. Diversidade de opiliões do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro, Brasil (Arachnida: Opiliones). **Biota Neotropica**, 3: www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00203012003.
- Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, 9: www.biotaneotropica.org.br/v9n3/pt/abstract?article+bn01309032009.
- Christiansen, K.A. 1962. Proposition pour la classification des animaux cavernicoles. **Spelunca**, 2: 76-78.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology Progress Series**, 216: 265-278.
- Colwell, R.K.; Mao, C.X. & Chang, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, 85: 2717-2727.
- Dennis, J.G. & Ruggiero, M.A. 1996. Biodiversity inventory: building an inventory at scales from local to global. In: Szaro, R.C. & D.W. Johnston (Eds). **Biodiversity in managed landscapes**, New York, Oxford University, p. 149-156.
- Dubois, A. 2003. The relationships between taxonomy and conservation biology in the century of extinctions. **Comptes Rendus Biologies**, 326: S9-S21.
- Ferreira, R.L.; Bernardi, L.F.O. & Silva, M.S. 2009. Caracterização dos ecossistemas das Grutas Aroê Jari, Kiogo Brado e Lago Azul (Chapada dos Guimarães, MT): subsídios para o turismo nestas cavidades. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, 9: 41-58.
- Gotelli, N.J. & R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, 4: 379-391.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological methodology*. Benjamin Cummings, Menlo Park.
- Krell, F.T. 2004. Parataxonomy vs. taxonomy in biodiversity studies – pitfalls and applicability of ‘morphospecies’ sorting. **Biodiversity and Conservation**, 13: 795-812.
- Mace, G.M. 2004. The role of taxonomy in species conservation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B**, 359: 711-719.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford.
- Martins, F.R. & Santos, F.A.M. 1999. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Holos**, 1: 236-267.
- May, R.M. 1990. Taxonomy as destiny. **Nature**, 347: 129-130.
- Meyer-Rochow, V.B. & Liddle, A.R. 2001. Some ecological and ethological observations on *Hendea myersi* cavernicola (Chelicerata: Arachnida: Opiliones), a seeing troglobite. **Natura Croatica**, 10: 133-140.
- Moreno, C.E. & Halffter, G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. **Journal of Applied Ecology**, 37: 149-158.
- Morrison III, W.R.; Lohr, J.L.; Duchon, P.; Wilches, R.; Trujillo, D.; Mair, M. & Renner, S.S. 2009. The impact of taxonomic change on conservation: Does it kill, can it save, or is it just irrelevant? **Biological Conservation**, 142: 3201-3206.
- Pärtel M., Szava-Kovats, R. & Zobel, M. 2011. Dark diversity: shedding light on absent species. **Trends in Ecology and Evolution**, 26: 124-128.
- Parzefall, J. 1986. Behavioural preadaptations of marine species for the colonization of caves. **Stygologia**, 2: 144-155.

- Purvis, A.; Gittleman, J.L.; Cowlishaw, G. & Mace, G.M. 2000. Predicting extinction risk in declining species. **Proceedings of the Royal Society of London B**, 267: 1947-1952.
- Racovitza, E.G. 1907. Essai sur les problèmes biospéologiques. **Archives de Zoologie Experimentale et Générale**, 6: 371-488.
- Sarkar, S.; Justus, J.; Fuller, T.; Kelley, C.; Garson, J. & Mayfield, M. 2005. Effectiveness of environmental surrogates for the selection of conservation area networks. **Conservation Biology**, 19: 815-825.
- Sarkar, S. 2006. Ecological diversity and biodiversity as concepts for conservation planning: comments on Ricotta. **Acta Biotheoretica**, 54: 133-140.
- Schilling, A.C. & Batista, J.L.F. 2008. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, 31: 179-187.
- Silva, M.S.; Nicolau, J.C. & Ferreira, R.L. 2011. Comunidades de invertebrados terrestres de três cavernas quartzíticas no Vale do Mandembe, Luminárias, MG. **Espeleo-Tema**, 22: 155-167.
- Soberón, J. & Llorente, J. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. **Conservation Biology**, 7: 480-488.
- Souza-Silva, M. 2008. **Ecologia e conservação das comunidades de invertebrados cavernícolas na Mata Atlântica brasileira**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG. 216p.
- Thompson, G.G.; Withers, P.C.; Pianka, E.R. & Thompson, S.A. 2003. Assessing biodiversity with species accumulation curves; inventories of small reptiles by pit-trapping in Western Australia. **Austral Ecology**, 28: 361-383.
- Tilman, D.; Reich, P.B.; Knops, J.; Wedin, D.; Mielke, T. & Lehman, C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science**, 294: 843-845.
- Trajano, E. 2005. Evolution of Lineages. In: Culver, D.C. & White, W.B. (Eds.). **The encyclopedia of caves**, San Diego, Academic, p. 230-234.
- Trajano, E. & Bichuette, M.E. 2010. Diversity of Brazilian subterranean invertebrates, with a list of troglomorphic taxa. **Subterranean Biology**, 7: 1-16.
- Trajano, E. 2012. Ecological classification of subterranean organisms. In: Culver, D.C. & White, W.B. (Eds.). **The encyclopedia of caves**, San Diego, Academic, p. 275-277.
- Tuomisto, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. **Ecography**, 33: 2-22.
- Zampaulo, R. 2010. **Diversidade de invertebrados cavernícolas na Província Espeleológica de Arcos, Pains e Doresópolis (MG): subsídios para a definição de áreas prioritárias para conservação**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG. 190 p.

Fluxo editorial:

Recebido em: 23.10.2011

Aprovado em: 27.05.2012

A revista *Espeleo-Tema* é uma publicação da Sociedade Brasileira de Espeleologia (SBE).

Para submissão de artigos ou consulta aos já publicados visite:

www.cavernas.org.br/espeleo-tema.asp