

Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas¹



Jean Paul Metzger, PhD¹

• Departamento de Ecologia - Instituto de Biociências – Universidade de São Paulo

RESUMO

Muitas das regras propostas para a conservação de espécies em paisagens fragmentadas são difíceis de serem colocadas em prática por gestores ambientais. Isto inclui adotar uma abordagem de múltiplas espécies guarda-chuva, que permitiria perceber a paisagem a partir do ponto de vista e da escala das espécies, considerando todo o mosaico, incluindo a permeabilidade da matriz, e identificando os fragmentos e conexões-chave. No presente texto, sugiro uma abordagem para considerar essas questões sem que se tenha um conhecimento biológico detalhado de um número grande de espécies. Essa se baseia em uma abordagem de múltiplas espécies guarda-chuva modificada, onde a escolha de espécies guarda-chuva (ou seja, aquelas que têm demandas ambientais maiores do que as demais espécies) é realizada por grupos funcionais. A eficácia das espécies como guarda-chuvas deve ser testada primeiro, usando dados de áreas previamente bem estudadas. Uma vez escolhidas as espécies, a abordagem proposta deve inserir algumas características biológicas das espécies em índices estruturais da paisagem (que são então chamados “índices de paisagens ecologicamente calibrados”). Para estimar a permeabilidade da matriz, poderiam ser usadas similaridades estruturais e de composição de habitats com as unidades inter-habitat da matriz. Finalmente, a teoria dos grafos (aplicada em diferentes campos científicos para descrever a intensidade dos fluxos de informações nas redes) pode ser útil para verificar as condições necessárias para a manutenção de espécies guarda-chuva. Esta abordagem facilitaria a aplicação de regras não tão óbvias de conservação e parece ser uma boa opção para um diagnóstico rápido das condições mínimas necessárias para manter a biodiversidade em paisagens fragmentadas.

Palavras Chave: Paisagens fragmentadas, conservação da biodiversidade, espécies guarda-chuva, índices de paisagem, matriz inter-habitat..

INTRODUÇÃO

A perda e fragmentação dos habitats naturais são consideradas como as principais causas da extinção de espécies, devido à redução da área de habitat disponível, à perturbação

desse habitat (especialmente nas suas bordas), e ao isolamento de pequenas populações nos fragmentos, tornando-as crescentemente suscetíveis a mudanças ambientais ou a variações demográficas (Fahrig, 2003). Em vista das taxas de desmatamento e fragmentação alarmantes em zonas tropicais (Laurance et al., 2001; Achard et al., 2002), a

¹ jpm@ib.usp.br

conservação da biodiversidade em paisagens tropicais fragmentadas tornou-se uma das principais preocupações da Biologia da Conservação.

Inúmeras teorias e abordagens têm sido usadas na tentativa de compreender as paisagens fragmentadas. A Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967) imprimiu, durante um tempo considerável, uma visão baseada na riqueza da comunidade, controlada pela área e pelo isolamento dos fragmentos de hábitat a uma fonte estável de espécies, de modo similar às ilhas oceânicas. Logo depois, com base principalmente na teoria das metapopulações (Hanski & Gilpin, 1997), e nas análises de viabilidade genética e de populações (Young & Clarke, 2000), a ênfase mudou de comunidades para populações, de fragmentos para redes de fragmentos conectados por fluxos biológicos. A manutenção de uma espécie em uma paisagem fragmentada é então vista como o equilíbrio entre o processo de extinção local, que depende basicamente da área e da qualidade do hábitat, e as possibilidades de recolonização, que dependem da conectividade dos fragmentos, ou seja, da capacidade desses fragmentos de receberem fluxos biológicos de fragmentos vizinhos (Moilanen & Hanski, 2001). Mais recentemente, a ecologia de paisagens colocou as redes de hábitat em um contexto mais realista, formado por uma matriz heterogênea composta por uma variedade de unidades de paisagem modificadas ou introduzidas (*e.g.*, áreas agrícolas e urbanas, rodovias, florestas). Desta maneira, é dada uma ênfase maior na noção de conectividade da paisagem, isto é na capacidade da paisagem como um todo de facilitar os fluxos biológicos (Tischendorf & Fahrig, 2001), reconhecendo que todas as unidades têm influência sobre esses fluxos.

Essas diferentes abordagens e teorias propiciam a formulação de uma grande variedade de regras básicas de conservação (IUCN, 1980; Forman & Collinge, 1997; Haila, 2002). Muitas dessas regras são relativamente óbvias e simples de serem colocadas em prática por gestores ambientais. Por exemplo, frag-

mentos grandes deveriam ser conservados mantendo-os conectados por meio de corredores amplos (Fischer et al., 2006). Mesmo sem o conhecimento do tamanho necessário para que um fragmento preserve a totalidade da biodiversidade ou os requisitos mínimos de largura para que um corredor realize sua função de facilitar o fluxo biológico (se, de fato, ele funcionar desse modo), essas questões são geralmente lidadas caso a caso, usando o "senso comum": é necessário sempre preservar os fragmentos maiores e os corredores mais amplos da paisagem (não obstante, nem sempre o senso comum é uma boa estratégia para conservação, ver FIGURA 1).

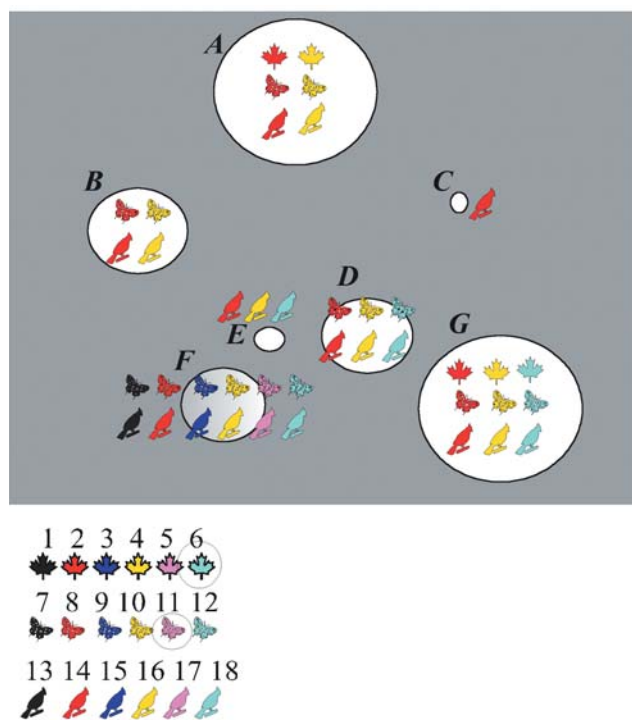


Figura 1. Exemplo de uma paisagem com sete fragmentos agindo como hábitat potencial para dezoito grupos funcionais de espécies com características biológicas diferentes (Tabela 1). O fragmento F é o único a apresentar hábitat para espécies especializadas. Uma combinação dos grupos de espécies 6 e 11 tem um potencial adequado para uma abordagem de múltiplas espécies guarda-chuva.

Essa figura mostra que: i) nem sempre as regras óbvias são as melhores: a conservação dos fragmentos maiores não permite a conservação de todos os grupos funcionais; ii)

grupos funcionais excessivamente exigentes tais como os grupos 1, 3 e 5 (que estão ausentes na paisagem) não são guarda-chuvas adequados para esta paisagem; iii) uma única espécie guarda-chuva pode não ser suficiente para indicar todos os fragmentos necessários para a manutenção de todos os grupos funcionais: seria necessário adotar uma abordagem de múltiplas espécies guarda-chuva (no presente caso, usando os grupos de espécies 6 e 11); iv) as espécies guarda-chuva dos grupos 6 e 11 têm uma combinação de diferentes características (principalmente, grandes requisitos de área e baixa capacidade de dispersão - no caso do grupo 6, e especialização de microhábitat com baixa capacidade de dispersão e requisito de área média - no caso do grupo 11); v) os dois "grupos funcionais guarda-chuva" estão relacionados com uma maior riqueza, porém representam diferentes grupos de espécies. Desse modo, se a eficácia das espécies guarda-chuva foi confirmada em um teste anterior, a presença daquelas espécies pode ser usada como uma primeira indicação da riqueza da espécie.

Por outro lado, algumas sugestões para conservação não são tão obviamente compreendidas nem facilmente postas em prática, tais como: i) adotar uma abordagem de múltiplas espécies guarda-chuva; ii) perceber a paisagem a partir do ponto de vista e da escala de espécies; iii) considerar todo o mosaico, incluindo a permeabilidade da matriz; iv) identificar os fragmentos e conexões-chave.

No presente texto, eu discutirei essas sugestões e proporei um possível modo de facilitar o uso dessas regras, por meio da adoção de uma abordagem modificada de múltiplas espécies guarda-chuva.

COMO ESCOLHER UM GRUPO DE ESPÉCIES GUARDA-CHUVA?

É bem conhecido que cada espécie responde à fragmentação de seu hábitat de formas diferentes, dependendo de suas características biológicas (tais como tamanho e história de vida). Não obstante, a principal preocupação na

Biologia da Conservação é com a manutenção da biodiversidade como um todo, incluindo todas as espécies de uma região, suas interações, e a diversidade de habitats nos quais elas estão presentes. Qualquer estudo ecológico, seja ele mais focado nos processos do ecossistema ou na estrutura e riqueza de uma comunidade, sempre cobrirá uma pequena parcela dessa biodiversidade. Provavelmente, um dos principais desafios para a conservação da biodiversidade será extrapolar o conhecimento adquirido de umas poucas espécies ou processos para um sistema complexo de múltiplas espécies.

Para maior eficácia dos planos de conservação da biodiversidade, este conhecimento parcial precisa representar, de algum modo, todo o sistema. Para assim fazê-lo, várias estratégias de conservação são baseadas no estudo de espécies representativas, que representam as respostas de várias outras espécies, ou no estudo de grupos funcionais, *i.e.*, grupos formados pelas espécies que têm os mesmos requisitos biológicos, e desse modo respondem à fragmentação de modo similar.

Adquirir um maior conhecimento das respostas à fragmentação é uma questão complexa que requer dados biológicos detalhados sobre vários tópicos, tais como demografia, capacidade de dispersão, interações entre espécies, preferências alimentares e ambientais. Desse modo, têm sido adotados como atalho os estudos sobre um grupo seletivo de espécies. O conhecimento detalhado desse reduzido número de espécies deveria permitir inferir as respostas das outras espécies. Tendo isso em mente, a abordagem de múltiplas espécies guarda-chuva (Lambeck, 1997) tem sido recorrente em muitos trabalhos.

As espécies guarda-chuva são definidas como aquelas que têm maiores demandas ambientais do que qualquer outra, de tal modo que fornecendo as condições para a manutenção daquelas espécies seria possível manter as demais. Esses requisitos podem ser de diferentes naturezas: necessidade de grandes áreas, de proximidade entre os remanescentes de hábi-

tat, devido às limitadas capacidades de dispersão e requerimentos específicos de micro-habitat, por exemplo. Para cada um desses requisitos, é possível definir um gradiente de demanda, sendo as espécies guarda-chuva as mais exigentes. A idéia por trás das múltiplas espécies guarda-chuva é então selecionar um grupo de espécies altamente exigentes, com diferentes requisitos ecológicos (Lambeck, 1997). Um estudo detalhado dessas espécies nos permitiria compreender as condições mínimas necessárias para sua persistência, e teoricamente, para todas as outras espécies menos exigentes (FIGURA 1). Tais condições podem servir como guia para os planos de conservação.

A abordagem proposta por Lambeck (1997) apresenta três dificuldades práticas principais (ver outras limitações em Lindenmayer et al., 2002). Primeiro, ele considerou que a sensibilidade das espécies a perturbações poderia ser inferida, de modo geral, utilizan-






do-se uma única característica biológica (demandas por área, especialização de micro-habitat etc.). Porém, Henle et al. (2004), em uma análise sobre as variáveis de sensibilidade das espécies à fragmentação, mostrou claramente que os parâmetros demográficos (tamanho e dinâmica da população, poder de dispersão, potencial reprodutivo, sociabilidade), características ecológicas intrínsecas (tamanho do corpo, especialização de micro-habitat, posição trófica, interação com outras espécies) ou as características biogeográficas (raridade natural, localização biogeográfica e histórico de fragmentação), quando considerados individualmente, não são boas variáveis de sensibilidade à fragmentação do habitat. Em geral, isto depende da interação de diferentes fatores. Por exemplo, uma espécie especializada pode ser considerada mais sensível, porém esta especialização pode ser compensada pela grande capacidade de dispersão (como no grupo 7 na FIGURA 1, TABELA 1). Os grandes felinos neotropicais, por exemplo,

TABELA 1. Potencial de grupos funcionais para agir como guarda-chuva, de acordo com seu requerimento de área, capacidade de dispersão e especialização de microhabitat. Os parâmetros biológicos que são usados para definir os Grupos Funcionais deveriam ser escolhidos de acordo com os principais processos de ameaça conhecidos, que variam de uma paisagem para a outra

Grupo funcional	Símbolo	Requerimento de área	Capacidade de dispersão	Especialização de microhabitat	Potencial de guarda-chuva
1		Alto	Alto	Alto	Intermediário
2		Alto	Alto	Baixo	Intermediário
3		Alto	Médio	Alto	Muito Alto
4		Alto	Médio	Baixo	Intermediário
5		Alto	Baixo	Alto	Muito Alto
6		Alto	Baixo	Baixo	Intermediário

Continua

Continuação da Tabela 1

Grupo funcional	Símbolo	Requerimento de área	Capacidade de dispersão	Especialização de microhabitat	Potencial de guarda-chuva
7		Médio	Alto	Alto	Intermediário
8		Médio	Alto	Baixo	Baixo
9		Médio	Médio	Alto	Intermediário
10		Médio	Médio	Baixo	Baixo
11		Médio	Baixo	Alto	Intermediário
12		Médio	Baixo	Baixo	Intermediário
13		Baixo	Alto	Alto	Baixo
14		Baixo	Alto	Baixo	Baixo
15		Baixo	Médio	Alto	Intermediário
16		Baixo	Médio	Baixo	Baixo
17		Baixo	Baixo	Alto	Intermediário
18		Baixo	Baixo	Baixo	Baixo

costumam ser considerados espécies guarda-chuva já que eles requerem grandes áreas de habitat. No entanto, além de terem uma grande capacidade de dispersão, muitas dessas espécies parecem tolerar ou cruzar ambientes alterados com facilidade (veja grupo 2). Uma vez mais, essa capacidade de se dispersar pelas matrizes dominadas pelo homem pode compensar a grande demanda por áreas.

Assim, é difícil definir a sensibilidade usando um único parâmetro (Fleishman et al., 2000), como proposto por Lambeck (1997).

Ao invés de escolher uma espécie guarda-chuva para cada requisito ecológico, eu sugiro definir as potenciais espécies guarda-chuva usando um conjunto de características biológicas. Nesse caso, pode ser útil o con-

ceito de grupo funcional aplicado à fragmentação. Esses grupos podem ser definidos pela análise de diferentes características biológicas, variando de acordo com a paisagem, como mostrado de forma simplificada nos exemplos da FIGURA 1 e da TABELA 1. Assim, é possível identificar grupos de maior ou menor sensibilidade à fragmentação. A estratégia de múltiplas espécies guarda-chuva pode então ser a de escolher espécies de grupos funcionais potencialmente mais sensíveis à fragmentação.

Uma segunda limitação da abordagem de Lambeck relaciona-se à dificuldade de selecionar espécies guarda-chuva. Em termos estatísticos, é uma tarefa simples testar se a presença de uma determinada espécie permite inferir com precisão a presença de outras espécies ou a riqueza de uma comunidade (Chase et al., 2000; Fleishman et al., 2001; Mac Nally & Fleishman, 2002). A dificuldade relaciona-se à falta de dados necessários (Lindenmayer et al., 2002), ou à incapacidade de uma espécie guarda-chuva em particular servir como indicadora da presença de outras espécies. Por exemplo, Rubinoff (2001) mostrou que uma espécie considerada guarda-chuva para vertebrados (a ave *Polioptila californica*, Muscicapidae) não serve como guarda-chuva para invertebrados (no caso de três espécies de borboletas), o que limita grandemente o uso dessa espécie como guarda-chuva. Acredito que esteja claro que o teste sobre a eficácia das espécies guarda-chuva deveria considerar uma variedade de espécies mais ampla e não continuar restrito a pequenos grupos de espécies que pertençam ao mesmo grupo taxonômico. Esse teste deve ser realizado usando os bancos de dados de projetos onde tenha sido feito um censo biológico intensivo das diferentes comunidades em ecossistemas ou paisagens similares àquelas que se considera para conservação. Por exemplo, o Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais possui o maior banco de dados biológicos sobre a Amazônia Central Brasileira (Laurance & Bierregaard, 1997; Bierregaard et al., 2001), permitindo que se realize a escolha e o teste de espécies guar-

da-chuva para esta região. Testar a eficácia de uma espécie guarda-chuva é um passo essencial para o sucesso dessa abordagem.

A terceira limitação da abordagem de Lambeck está na escolha de espécies adequadas ao grau de fragmentação do hábitat na paisagem estudada. Não vale a pena usar uma espécie excessivamente exigente se o grau de degradação ambiental estiver muito avançado (ver os grupos 3 e 5, FIGURA 1). Ou, inversamente, seria de pouca utilidade trabalhar com espécies guarda-chuva não-exigentes, se a paisagem comportar uma espécie mais exigente (e.g., espécies do grupo 11). Ao escolher o grupo de espécies guarda-chuva, é importante lembrar que há um gradiente de demandas ambientais. Sugiro que a escolha de um limiar de demandas deva ser feita de acordo com a meta de conservação a ser alcançada, que por sua vez dependerá do grau de fragmentação. Desse modo, em muitas paisagens perturbadas seria, a princípio, melhor trabalhar com espécies guarda-chuva não excessivamente exigentes (uma espécie “sombriinha”, tal como o grupo 10), embora sob condições mais favoráveis seja possível escolher espécies altamente exigentes (uma espécie “guarda-sol”, tal como o grupo 5). A eficácia das ações de conservação baseadas nessa abordagem dependerá da escolha certa das espécies guarda-chuva.

COMO VER A PAISAGEM DO PONTO DE VISTA DAS ESPÉCIES?

Para entender o que determina a persistência de uma espécie em uma paisagem fragmentada seria necessário compreender como a estrutura da paisagem é percebida pela espécie (FIGURA 2), e então associar essa estrutura aos principais processos que agem na sua extinção e dispersão. Assim, ao invés de definir a paisagem conforme critérios humanos, e de forma indistinta para todas as espécies do hábitat (usando métricas de paisagem sem qualquer base biológica), é necessário compreender a paisagem através dos “olhos” da espécie estudada (as espécies guarda-chuva definidas acima).

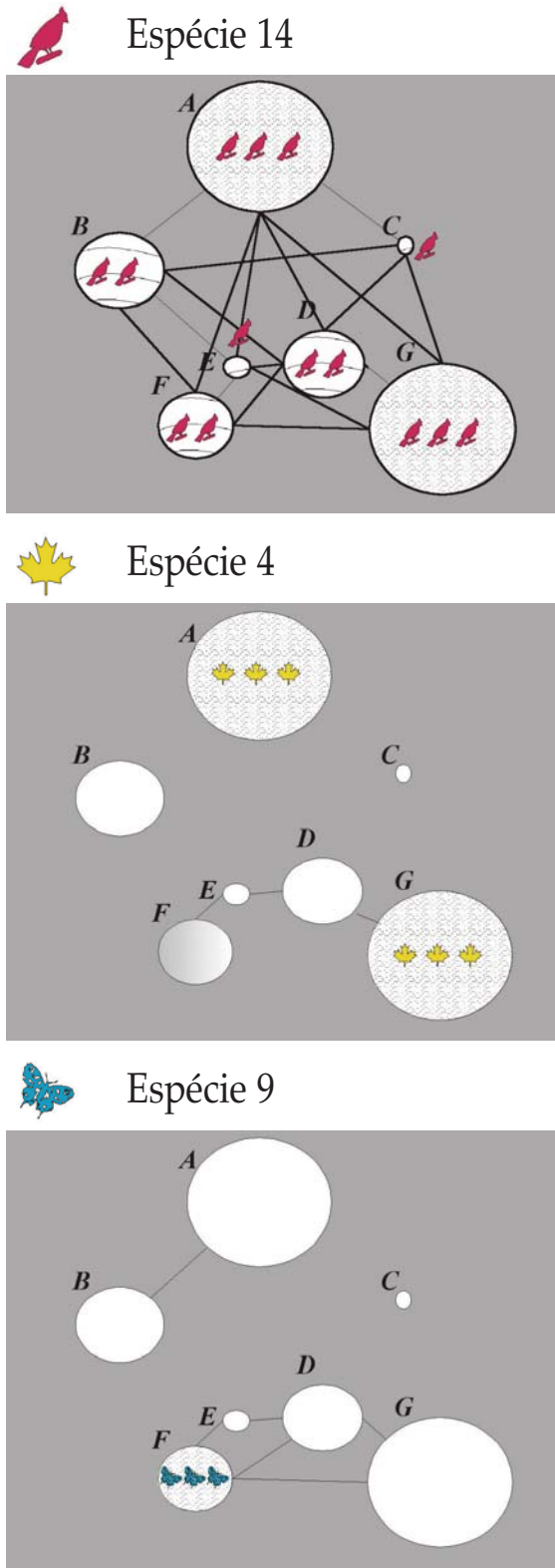


Figura 2. Três diferentes pontos de vista da mesma paisagem, de acordo com os grupos de espécies 2, 9 e 14 (ver Tabela 1). Esta paisagem apresenta sete fragmentos ("nós", na teoria dos grafos). As conexões biológicas potenciais são representadas por linhas ("bordas"); a capacidade de carga ou a qualidade do hábitat é representada pela densidade de pontos; o número de símbolos de grupos funcionais representa sua abundância.

Isto significa ser capaz de perceber a estrutura da paisagem e captar sua função para aquela espécie em particular. Os componentes estruturais da paisagem (fragmentos, corredores e matrizes) devem ser definidos de acordo com seu uso (*e.g.*, alimentação, abrigo ou procriação) e/ou sua integridade como hábitat. A escala apropriada para análises de paisagens, em termos de extensão e resolução espacial, depende também das características da espécie. Assim, a extensão da paisagem deveria ser definida de acordo com a capacidade de dispersão da espécie: quanto maior a capacidade de dispersão, maior será a extensão da paisagem que possivelmente poderá influenciar a manutenção dessa espécie (Pearson, 1993; Metzger, 2000; Steffan-Dewenter et al., 2002). Em termos funcionais, seria necessário compreender como cada elemento da paisagem influencia a persistência da espécie, particularmente conhecendo os fatores locais principais que levam à extinção (tamanho e qualidade do fragmento), a capacidade dos corredores em facilitar a movimentação (Uezu et al., 2005), os efeitos de barreira das estradas (Forman & Alexander, 1998), e a importância das matrizes como habitats secundários (Antongiovanni & Metzger, 2005), fontes de espécies predadoras, parasitas, ou filtros para os fluxos biológicos. Esse conhecimento detalhado pode ser obtido somente após pesquisas intensivas e para um pequeno número de espécies, e muitas vezes nem mesmo essas informações estão disponíveis para os gestores ambientais. Como alguém poderia ter sucesso na obtenção de uma coleta mínima de dados que permita uma aproximação da percepção do espaço pela espécie em questão?

Acredito que uma boa alternativa poderia ser o uso de índices de paisagem ecologicamente calibrados (Vos et al., 2001). Considerando que a resposta da espécie à fragmentação difere com a paisagem, e que esta é percebida de forma diferente dependendo da espécie, esses autores propõem avaliar a estrutura de uma paisagem fragmentada usando métricas que combinem as características das espécies e

das paisagens. Desse modo, ao invés de considerar somente a área do fragmento, seria melhor levar em conta a relação entre a área do remanescente e o requerimento espacial da espécie, de modo a avaliar a capacidade de suporte da espécie naquele fragmento. Do mesmo modo, a conectividade de um determinado fragmento pode ser avaliada considerando-se as distâncias aos fragmentos vizinhos (característica da paisagem) bem como um parâmetro que pondere a contribuição dos fragmentos vizinhos de acordo com a capacidade de dispersão da espécie (característica específica da espécie). Assim, é possível ter uma primeira idéia de percepção da espécie sobre o modo como a capacidade de suporte e a conectividade do fragmento estão influenciando os riscos de extinção e as possibilidades de colonização, dois dos processos principais que atuam sobre a persistência das espécies em paisagens fragmentadas.

A substituição de índices estruturais da paisagem, puramente descritivos e espaciais, por índices que considerem a escala ecológica das espécies pode ser um passo essencial para a compreensão da paisagem considerando a percepção da espécie em foco.

COMO CONSIDERAR TODA A PAISAGEM, INCLUINDO A MATRIZ?

A fragmentação é um processo que modifica toda a paisagem e não somente a distribuição espacial de um de seus habitats (McGarigal & Cushman, 2002). Além da redução e da subdivisão dos remanescentes de habitats, a fragmentação também promove a expansão de outras formas de uso da terra, criando fronteiras entre elas, aumentando a heterogeneidade do mosaico, afetando a permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos. Apesar das limitações de um grande número de estudos sobre fragmentação com relação ao efeito da área e ao isolamento do habitat, há indícios claros de que tanto a composição quanto a configuração de todo o mosaico afetam as comunidades fragmentadas (Laurance, 1991; Gascon et al., 1999; Metzger, 1998; 2000; Viveiros de Castro & Fernandez, 2004). Os

fragmentos são cada vez mais vistos não como análogos a ilhas, mas pelo contrário, como remanescentes de habitat imersos em tipos diferenciados de habitats circundantes (Wiens, 1995).

Uma matriz inter-habitats pode agir modificando as taxas de dispersão e colonização (Stouffer & Bierregaard, 1995); propiciar habitats secundários para as espécies focais ou para as espécies generalistas (Antongiovanni & Metzger, 2005); oferecer ambiente para invasores, sendo assim fonte de perturbações (Cantrell et al., 2001); e determinar a severidade do efeito de borda (Mesquita et al., 1999). Os efeitos da matriz são tão claros que a vulnerabilidade à fragmentação foi inversamente relacionada à capacidade das espécies em usar a matriz (Gascon et al., 1999). Esses autores observaram essa relação com a abundância de pássaros, mamíferos e sapos em matrizes e fragmentos na Amazônia Central Brasileira (norte de Manaus), confirmando que a matriz pode afetar a resposta à fragmentação. Uma maior permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos pode atenuar os efeitos da fragmentação, e servir como uma alternativa de manejo para aumentar a conectividade da paisagem.

Os estudos sobre fragmentação devem, então, considerar essa permeabilidade e assim seriam necessários dados sobre a abundância das espécies e usos (*e.g.*, habitat secundário, área de passagem ou de alimentação) que elas fazem das diferentes matrizes. Porém, muitas vezes esse tipo de dado não está disponível para planejadores ambientais e há poucas oportunidades de obtê-los em um curto período de tempo. Qual seria a alternativa?

Em minha opinião, a melhor opção é aceitar o pressuposto de que a permeabilidade/qualidade da matriz para uma espécie ou grupo de espécies em particular está diretamente relacionada com a similaridade estrutural ou de composição dessa unidade em relação ao habitat nativo. Por exemplo, uma floresta secundária é assim muito mais permeável aos fluxos biológicos das espécies florestais do

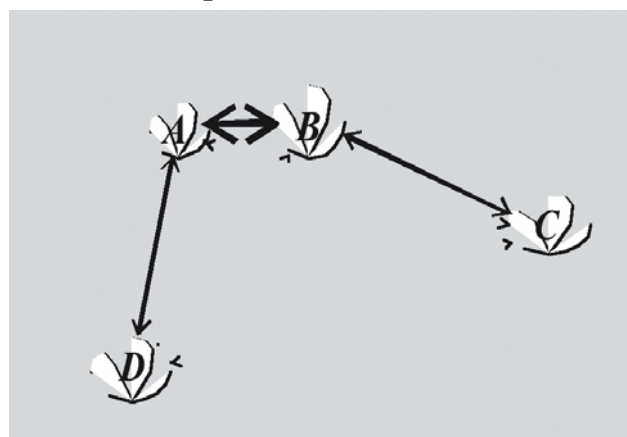
que uma área de pasto, e esta, por sua vez, será mais permeável do que as áreas urbanas. Nessa avaliação, parâmetros fisionômicos ou outras características relevantes podem ser usados para definir a integridade ou qualidade do habitat, tal qual empregada em índices de integridade do habitat ("*habitat suitability index function*"; Brooks, 1997; Akçakaya et al., 1995). Aqueles parâmetros podem ser combinados em um Sistema de Informações Geográficas, de modo a criar imagens de "qualidade", logo permeabilidade, da matriz para cada espécie estudada (e.g., as espécies guarda-chuva previamente definidas).

Esse tipo de dado será de grande ajuda para prever os fluxos biológicos por toda a paisagem. Por exemplo, ao invés de considerar que a intensidade dos fluxos biológicos entre dois fragmentos está diretamente relacionada à sua distância espacial, é possível afirmar que os fluxos variarão com a distância efetiva ou a distância menos "onerosa", considerando também a resistência da matriz a esses fluxos (FIGURA 3). A presença de uma estrada entre dois fragmentos pode aumentar significativamente o "custo" dessa passagem (distância efetiva), de modo que os fluxos sejam bem menores do que o esperado de acordo com a distância mais curta (distância espacial). Os valores de permeabilidade podem ser usados em vários modelos, como aqueles das teorias dos grafos (Urban & Keitt, 2001) e de metapopulação (Hanski, 1994; Moilanen & Hanski, 1998), aproximando aqueles modelos à complexidade real das paisagens.

COMO DEFINIR FRAGMENTOS E CONEXÕES-CHAVE PARA FINS DE CONSERVAÇÃO?

Os gestores ambientais costumam enfrentar problemas de manejo de mosaicos previamente estabelecidos, onde as questões mais pertinentes estão relacionadas à persistência de uma espécie ou à manutenção da biodiversidade se um remanescente ou um corredor for removido, ou se a matriz for modificada. Nessas circunstâncias, um gestor ambi-

Distância espacial



Distância efetiva

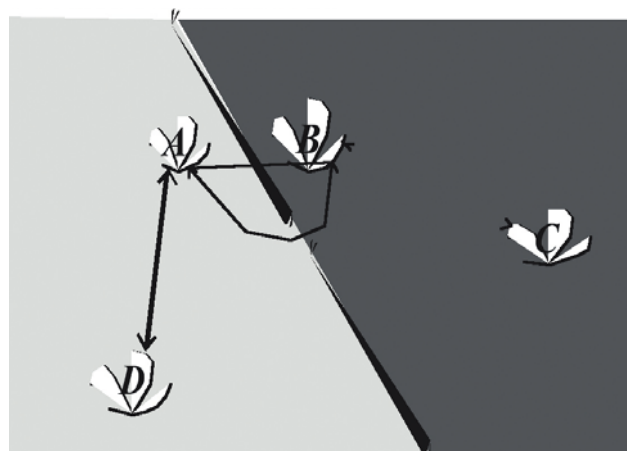


Figura 3. Taxas esperadas de dispersão entre fragmentos, de acordo com as distâncias espacial e efetiva (considerando a permeabilidade da matriz). A espessura das setas indica a intensidade dos fluxos biológicos esperados. Uma matriz mais escura é mais resistente aos fluxos, enquanto que uma mais clara é menos resistente. Notas: A despeito da curta distância espacial entre os fragmentos A e B, a distância efetiva é muito maior pelo efeito de barreira de uma estrada. Os fluxos somente são possíveis porque a barreira apresenta uma brecha (tal como as passagens superiores ou inferiores projetadas para o cruzamento de animais). A distância espacial entre os fragmentos A e D é igual à distância entre os fragmentos B e C; porém, devido à diferente permeabilidade da matriz, a distância efetiva entre A e D é menor.

ental deveria estar ciente de quais elementos da paisagem são essenciais para a conservação das espécies. Como identificar esses elementos com limitados conhecimentos biológicos (como costuma ser o caso)?

Uma vez que uma variedade de espécies guarda-chuva tenha sido selecionada, os

biólogos da conservação podem usar diferentes modos de identificar elementos-chave: regressões entre presença/ausência/abundância das espécies e tamanho e conectividade do fragmento (Wiens, 2002); funções de incidência (Hanski, 1997); ou combinações dos modelos de viabilidade populacional (*e.g.*, Akçakaya et al., 1995; Lindenmayer & Possingham, 1995) com que considerem a escala ecológica das espécies (Vos et al., 2001). Não obstante, a viabilidade dessas abordagens restringe-se às espécies bem conhecidas ou às paisagens com intensivos levantamentos biológicos.

Em minha opinião, uma abordagem alternativa mais fácil e útil é fornecida pela teoria dos grafos (Gross & Yellen, 1999). Essa teoria tem sido aplicada para descrever a intensidade dos fluxos de informações nos diferentes tipos de redes, tais como aqueles formados por sistemas viários, computadores, e hierarquias corporativas. Na ecologia de paisagens, essa teoria tem sido usada como uma alternativa às análises estruturais (Cantwell & Forman, 1993; Keitt et al., 1997; Urban & Keitt, 2001). Os grafos são então considerados como um grupo de fragmentos de hábitat (ou “nós”, na terminologia dos grafos) conectados por vértices (ou “bordas”) (FIGURA 2). Esta conexão somente ocorre se os fragmentos estiverem suficientemente próximos e separados por uma matriz permeável, de modo que os fluxos biológicos possam ocorrer entre si. Uma vez que tenhamos definido os grafos de uma paisagem em particular, seu grau de conectividade poderá ser avaliado com mensurações simples: quanto maior o grafo (*e.g.*, medido pelos números de nós ou a distância entre nós opostos), maior será sua conectividade. Com estes dados, é possível eliminar facilmente um nó ou borda (conexão) em particular e observar a perda de conectividade na paisagem (FIGURA 4). A importância de cada fragmento ou conexão

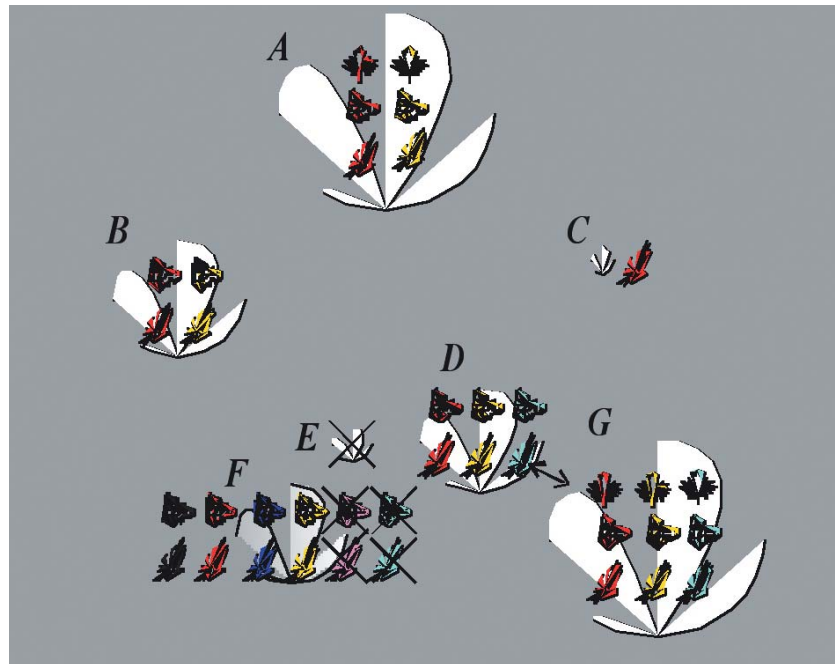


Figura 4. Exemplo de uma simulação identificando os elementos-chave de uma paisagem. As linhas representam as conexões para uma espécie com baixa capacidade de dispersão na ausência do fragmento E. A despeito de sua pequena área e baixa riqueza, este fragmento tem um papel fundamental na paisagem porque permite a conexão entre os fragmentos F e D e G com as espécies de baixa capacidade de dispersão. Sem o fragmento E, os grupos funcionais 11 (um “grupo guarda-chuva”), 12, 17 e 18 desapareceriam do fragmento F.

pode ser assim avaliada, permitindo uma primeira identificação dos elementos-chave da paisagem (Keitt et al., 1997) para a manutenção de uma espécie focal. Como a definição do grafo depende de uma clara definição dos habitats (nós) e conexões (bordas), e ambos os parâmetros são específicos da espécie (FIGURA 2), serão obtidos diferentes grafos numa mesma paisagem para espécies com requisitos diferentes. Uma vez mais, as espécies guarda-chuva deveriam ser usadas como um atalho para a identificação

de elementos-chave para um grande número de espécies. A principal vantagem dessa abordagem é que ela requer poucos dados biológicos, facilitando seu uso para fins de planejamento ambiental.

CONCLUSÃO

Muitas regras propostas para a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas são difíceis de serem colocadas em prática. Um modo promissor de aplicar essas regras se baseia na escolha de um grupo de espécies guarda-chuva. Usando essas espécies, seria necessário tentar compreender os requisitos mínimos para sua persistência em termos de área, adequação de hábitat, e arranjo de fragmentos. Um primeiro e rápido diagnóstico dessas necessidades pode ser obtido, mesmo na ausência de dados biológicos detalhados, utilizando: métricas que combinem conhecimentos biológicos básicos e características da paisagem; índices de similaridades estruturais para inferir a permeabilidade da matriz; e a teoria dos grafos para ajudar a determinar os elementos-chave da paisagem. Obviamente, esta abordagem não substitui todo o conhecimento detalhado sobre os processos ecológicos que agem sobre o crescimento populacional ou a extinção, necessários para analisar plenamente a persistência de espécies em uma paisagem fragmentada. Porém, parece ser uma boa abordagem alternativa à análise puramente estrutural da paisagem (e.g., conservar fragmentos grandes e bem conectados) quando dados biológicos detalhados não estiverem disponíveis.

A eficácia dessa abordagem dependerá da escolha precisa de espécies guarda-chuva, algo que em si não costuma ser uma tarefa fácil. Primeiro, seria necessário testar se a presença dessas espécies está significativamente relacionada com a co-ocorrência de um grande número de outras espécies, usando áreas previamente bem estudadas. Segundo, a escolha deveria ser feita de acordo com o grau de fragmentação e por grupo de espécies definidas pelo seu comportamento biológico em relação à fragmentação. Esta abordagem

combina uma análise dos processos ecológicos que levam à extinção (que variam de acordo com o grupo funcional) com estudos detalhados de um restrito grupo de espécies (escolhidas entre os “grupos funcionais guarda-chuva”). Acredito que a compreensão de como as diferentes espécies guarda-chuva respondem à mesma paisagem, e de como essas espécies guarda-chuva respondem a diferentes estruturas de paisagem, pode nos levar à aplicação de regras pouco óbvias para a conservação biológica, e desse modo encontrar as condições mínimas necessárias para a preservação de um grande número de espécies em paisagens fragmentadas.



REFERÊNCIAS

- Antongiovanni, M.; Metzger, J.P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441–451.
- Achard, F.; Eva, H.D.; Stibig, H.J.; Mayaux, P.; Gallego, J.; Richards, T.; Malingreau, J.P. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297: 999-1002.
- Akçakaya, H.R.; McCarthy, M.A.; Pearce, J.L. 1995. Linking landscape data with population viability analysis: management options for the Helmeted Honeyeater. *Biological Conservation* 73: 169-176.
- Bierregaard, R.O.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Mesquita, R. 2001. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of fragmented forest*. Yale University Press, Michigan.
- Brooks, R. 1997. Improving habitat suitability index models. *Wildlife Society Bulletin* 25: 163-167.
- Cantrell, R.S.; Cosner, C.; Fagan, W.F. 2001. How predator incursions affect critical patch size: the role of the functional response. *American Naturalist* 158: 368–375.
- Cantwell, M.D.; Forman, R.T.T. 1993. Landscape

graphs ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* 8: 239-255.

Chase, M.K.; Kristan, W.B.; Lynam, A.J.; Price, M.V.; 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.

Fahrig, L. 2003. Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.

Fischer, J.; Lindenmayer, D.B.; Manning, A.D. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 80-86.

Fleishman, E.; Murphy, D.D.; Brussard, P.F. 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological Applications* 10: 569-579.

Fleishman, E.; Blair, R.B.; Murphy, D.D. 2001. Empirical validation of a new method for umbrella species selection. *Ecological Applications* 11: 1489-1501.

Forman, R.T.T.; Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 206-231.

Forman, R.T.T.; Collinge, S. 1997. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 37: 129-135.

Gascon, C.; Lovejoy, T.; Bierregaard, R.O.; Malcolm, J.R.; Stouffer, P.C.; Vasconcelos, H.L.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M.; Borges, S. 1999. Matrix hábitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.

Gross, J.; Yellen, J. 1999. *Graph theory and its applications*. CRC Press, Florida.

Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321-334.

Hanski, I. 1994. A practical model of metapopu-

lation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151-162.

Hanski, I. 1997. Predictive and practical metapopulation models: the incidence function approach. In: Tilman, D.; Kareiva, P. (eds.). *Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions*. Pp. 21-45. Princeton University Press, Princeton.

Hanski, I.; Gilpin, M.E. 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press California.

Henle, K.; Davies, K.F.; Kleyer, M.; Margules, C.; Settle, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.

International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. 1980. *World conservation strategy*. IUCN, Gland.

Keitt, T.; Urban, D.; Milne, B.T. 1995. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* [online]1(1): 4. Available from the Internet. URL: <http://www.conse-col.org/vol1/iss1/art4/>.

Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856.

Laurance, W.F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5: 79-89.

Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago.

Laurance, W.F.; Cochrane, M.A.; Bergen, S.; Fearnside, P.M.; Delamonica, P.; Barber, C.; D'Angelo, S.; Fernandes, T. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291: 438-439.

Lindenmayer, D.B.; Possingham, H.P. 1995. Modeling the viability of metapopulations of the endangered Leadbeaters possum in southeastern Australia. *Biodiversity and Conservation* 4: 984-1018.

Lindenmayer, D.B.; Manning, A.D.; Smith, P.I.; Possingham, H.P.; Fisher, J.; Oliver, I.;

- McCarthy, M.A. 2002. The focal-species approach and landscape restoration: a critique. *Conservation Biology* 16: 338-345.
- Mac Nally, R.; Fleishman, E. 2002. Using "indicator" species to model species richness: model development and predictions. *Ecological Applications* 12: 79-92.
- MacArthur, R.H.; Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- McGarigal, K.; Cushman, S.A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335-345.
- Metzger, J.P. 1998. Changements de la structure du paysage et richesse spécifique des fragments forestiers dans le Sud-Est du Brésil. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Sciences de la Vie* 321: 319-333.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). *Ecological Applications* 10: 1147-1161.
- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P.; Laurance, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129-134.
- Moilanen, A.; Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79: 2503-2515.
- Moilanen, A.; Hanski, I. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* 95: 147-151.
- Pearson, S.M. 1993. The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird population. *Landscape Ecology* 8: 3-18.
- Rubinoff, D. 2001. Evaluating the California Gnatcatcher as an umbrella species for conservation of Southern California Coastal Sage Scrub. *Conservation Biology* 15: 1374-1383.
- Steffan-Dewenter, I.; Münzenberg, U.; Bürger, C.; Thies, C.; Tschardtke, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83: 1421-1432.
- Stouffer, P.; Bierregaard, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effects of fragment size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. *Ecology* 76: 2429-2443.
- Tischendorf, L.; Fahrig, L. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. *Oikos* 95: 152-155.
- Uezu, A.; Metzger, J.P.; Vielliard, J.M. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123: 507-519.
- Urban, D.; Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205-1218.
- Viveiro de Castro, E.B.; Fernandez, F.A.S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73-80.
- Vos, C.C.; Verboom, J.; Opdam, P.F.M.; Ter Braak, C.J.F. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist* 158: 24-41.
- Wiens, J.A. 1995. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: S97-S104.
- Wiens, J.A. 2002. Predicting species occurrences: progress, problems, and prospects. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (eds.). *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Pp. 739-749. Island Press, Washington.
- Young, A.G.; Clarke, G.M. 2000. *Genetics, demography and viability of fragmented populations*. Cambridge University Press, Cambridge