

CARLA MORSELLO

# ÁREAS PROTEGIDAS PÚBLICAS E PRIVADAS: SELEÇÃO E MANEJO



DEDALUS - Acervo - EACH



23000000169



## Capítulo II

# O PROCESSO DE SELEÇÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO PÚBLICAS E PRIVADAS: TEORIA E PRÁTICA BRASILEIRA

As motivações que estavam por trás da criação dos primeiros parques nacionais eram o valor recreativo e a proteção de cenários espetaculares como grandes *canyons* e cascatas (RUNTE, 1979).<sup>33</sup> Todavia, pouco a pouco, as áreas protegidas passaram a funcionar como locais para a conservação de habitats e espécies, o qual é considerado atualmente o principal objetivo de sua criação. Para alcançar sucesso nesse objetivo, um dos passos decisivos é o momento da delimitação da UCs, ou seja, a escolha ou seleção do local onde será criada.

Até o começo dos anos 70 não existia um corpo organizado de princípios científicos que fossem utilizados no processo de escolha de áreas protegidas. Apesar disso, já nessa época, alguns autores sugeriam que a continuação desse processo não sistemático de seleção produziria um sistema de reservas, ao mesmo tempo, ineficiente para a conservação biológica e muito custoso para a sua manutenção (SULLIVAN & SHAFER, 1975). A partir dessa década iniciou um período que se estende até os dias atuais, em que um grande número de princípios científicos e métodos de seleção foram sugeridos, os quais abarcam aspectos ecológicos, econômicos e político-institucionais.

O momento dessa fertilidade teórica é também aquele em que o maior número de áreas protegidas foi criado no mundo. Apesar dessa aparente felicidade de coincidências, na maior parte dos locais a escolha de reservas continuou a ignorar processos sistemáticos que levassem em conta os

33. Na Inglaterra, entretanto, desde o princípio a principal motivação foi a conservação da natureza (RATCLIFFE, 1971).

aspectos teóricos discutidos na literatura. As instituições resultaram de exigências de momento, de acordo com a disponibilidade ou ausência de competição com outros usos da terra, ou em decorrência de outros motivos que não têm relação direta com a conservação dos recursos naturais (PRESSEY, 1994; PRESSEY et al., 1994; SHAFER, 1990).

No Brasil, o processo de instituição de suas áreas protegidas foi raras vezes avaliado (DRUMMOND, 1988). Não se conhecem os problemas gerais da seleção em seus aspectos ecológicos, econômicos e político-institucionais, além das especificidades em relação às áreas protegidas públicas e às áreas protegidas privadas. Apesar disso, essa análise é essencial para embasar a reformulação das políticas públicas do setor, com objetivo de melhoria no sistema de reservas. Considerando isso, o objetivo deste capítulo é discutir a política e a prática da seleção de Ucs brasileiras nos seus aspectos ecológicos, econômicos e político-institucionais, diferenciando os pontos importantes em relação às áreas públicas e às áreas particulares. Para focalizar a discussão, são enfatizadas as UCs parque nacional e RPPN.

Em primeiro lugar, são apresentados e discutidos os aspectos teóricos ligados à seleção de áreas protegidas, subdivididos em ecológicos, econômicos e político-institucionais. A seguir, será apresentado um histórico do processo de escolha, especialmente de parques e RPPNs, juntamente com suas características. Por fim, serão discutidos os problemas na prática da seleção dos dois tipos de unidades, concluindo com recomendações para a melhoria no sistema de áreas protegidas como um todo.

## PRINCÍPIOS CIENTÍFICOS E MÉTODOS APLICADOS À SELEÇÃO DE ÁREAS PROTEGIDAS: UMA REVISÃO

Existem três aspectos principais envolvidos na seleção de UCs: ecológicos, econômicos e político-institucionais. Para maximizar a eficiência da seleção em relação a cada um deles, várias sugestões foram feitas, como será apresentado a seguir.

### ASPECTOS ECOLÓGICOS \*

Fatores políticos, econômicos e culturais usualmente constituem os principais determinantes do local onde as áreas protegidas serão localizadas, havendo raramente a possibilidade de escolha a partir do tipo de comunidade ou espécie que se deseja preservar (SOULÉ & SIMBERLOFF, 1986). Entretanto, sendo o principal objetivo da instituição a proteção da biodiversidade existente em todos os seus níveis (espécies, comunidades e

ambientes), as áreas protegidas devem ser localizadas em áreas de alto valor para a conservação. Embora isso possa parecer simples, existem diversos problemas. As definições e a percepção do que é o “valor para a conservação” são variáveis e, além disso, muitas vezes esse valor é contaminado por outras percepções, como a de beleza e a de estado selvagem. Como consequência, um grande número de critérios ecológicos diferentes para a seleção foi proposto (PRESSEY, 1995).

O processo de delimitação de uma reserva pode ser dividido em dois aspectos principais: a configuração (*design*) e a sua localização espacial (SULLIVAN & SHAFFER, 1975; PRESSEY et al., 1993). Primeiramente, os trabalhos preocuparam-se especialmente com os aspectos da configuração das reservas, como tamanho e forma. Atualmente, entretanto, a localização das reservas tem recebido maior atenção (PRESSEY et al., 1993). Essa mudança de enfoque ocorreu principalmente quando se percebeu a importância de levar em conta a representatividade do sistema de reservas (PRESSEY, 1994), ou seja, o modo como o conjunto de áreas protegidas é capaz de representar a biota de certa região, para alcançar o objetivo final de conservação da diversidade biológica.

A apresentação dos critérios de seleção não é fácil. Como afirma May (1994), é difícil saber onde iniciar ou encerrar a discussão sobre os princípios ecológicos relevantes à seleção e ao manejo de UCs. Dependendo da situação, qualquer área de conhecimento da ecologia pode ser importante. Dessa forma, os itens expostos abaixo representam apenas aqueles considerados principais e de aplicação mais geral.

### A TEORIA DO EQUILÍBRIO DE BIOGEOGRAFIA INSULAR (TEBI)

As primeiras discussões sistemáticas da seleção de áreas protegidas surgiram a partir da elaboração da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular. A importância dessa teoria para esse campo do conhecimento foi muito grande, motivo pelo qual receberá atenção especial neste capítulo.

No início dos anos 60, Preston (1962) e MacArthur & Wilson (1963) chegaram independentemente a conclusões semelhantes sobre a dinâmica de espécies em ambientes insulares, o que resultaria na formulação da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular, mais especificamente formulada pelos últimos em 1967 (MACARTHUR & WILSON, 1967).<sup>34</sup> Essa teoria seria a base das discussões sobre diversos aspectos relativos às áreas protegidas.

Três padrões observados há muito tempo em ilhas foram decisivos para o desenvolvimento da teoria: 1) a relação existente entre o número de

34. No entanto, Fernandez (1997) afirma que modelos essencialmente idênticos já haviam sido formulados antes por Dammerman e por Munroe.

espécies e a área (quanto maior a área, maior o número de espécies presentes); 2) o efeito de redução do número de espécies com o aumento de isolamento das ilhas; 3) e a troca (*turnover*) de espécies, ou seja, quando uma ilha é colonizada por novas espécies, estas parecem substituir espécies anteriormente existentes (SHAFER, 1990).

O primeiro trabalho a ser publicado sobre o assunto foi aquele de Preston (1962), que apresentou um modelo para explicar como é determinada a composição de espécies presentes em uma ilha. Em seu trabalho, o autor chegou à conclusão de que a composição de espécies é resultante de um equilíbrio entre diversos fatores, quais sejam: 1) imigrações que ocorrem entre ilhas ou continentes; 2) diferença na abundância do número de espécies que, hipoteticamente, obedece a uma distribuição canônica log-normal, o que, simplificada, significa dizer que o número de espécies presentes aumenta proporcionalmente à área da ilha; 3) equilíbrio entre evolução e extinção, sendo as duas variáveis são igualadas.

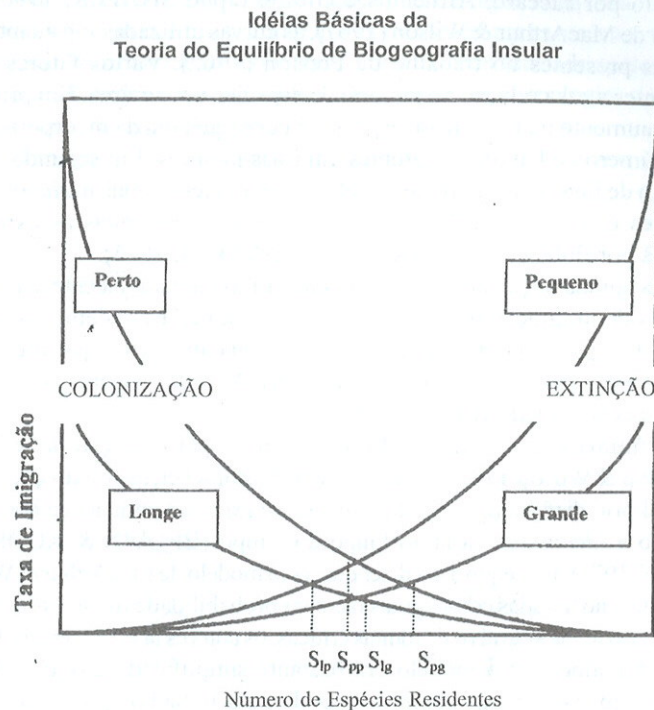
Apesar de Preston ter contemplado em seu trabalho vários pontos que seriam também sugeridos por MacArthur & Wilson e, inclusive, ter chegado a descrições mais detalhadas da relação número de espécies *versus* área, foram os últimos que propuseram o modelo de equilíbrio caracterizado pelo balanço entre número de extinções e imigrações (SHAFER, 1990). Preston (1962), além disso, negligenciou o efeito da distância entre ilhas, o que, conseqüentemente, incapacitou o seu modelo de ser preditivo.

Em 1967, MacArthur & Wilson (1967) produzem sua monografia intitulada "A Teoria de Biogeografia Insular". A principal diferença entre esse trabalho e o de Preston (1962) é a introdução do efeito de distância entre ilhas e entre estas e o continente, como determinante do número de espécies presentes.

A Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular (Tebi) de MacArthur & Wilson (1967) propõe que o número de espécies em ilhas com habitats semelhantes e na mesma latitude depende de seu tamanho e do grau de isolamento entre as ilhas (distância), além do balanço entre as taxas de imigração e as de extinção. A taxa de imigração deve, supostamente, diminuir com o aumento do isolamento entre as ilhas, e a taxa de extinção deve aumentar com a redução do tamanho das ilhas. No equilíbrio, o balanço entre imigrações e extinções nas ilhas pode produzir alterações na *identidade* de espécies presentes ao longo do tempo, embora o *número* total permaneça constante (ver Figura 5) (MACARTHUR & WILSON, 1963; DIAMOND, 1975).

MacArthur & Wilson incorporaram, portanto, três noções principais em sua teoria, que determinam o número de espécies em uma ilha: 1) a noção de *tamanho*; 2) a noção de distância entre ilhas e destas ao continente; 3) o equilíbrio entre extinções e imigrações.

FIGURA 5 – Síntese da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular



A idéia básica da teoria de MacArthur & Wilson é que o número de espécies em uma ilha representa um balanço entre o número de imigrações e o de extinções. A taxa de imigração é determinada, principalmente, pelo grau de isolamento da ilha, ou seja, quanto mais isolada a ilha menor o número de espécies que conseguem alcançá-la e, conseqüentemente, menor a taxa de imigração (como pode ser observado na figura, há duas curvas diferentes de imigrações para ilhas com diferentes graus de isolamento). As extinções são função do tamanho das ilhas; quanto maiores as ilhas, menores as taxas de extinção (representadas na figura por duas curvas de equilíbrio). Para cada ilha, as taxas de extinção e de imigração serão balanceadas, conservando o número de espécies relativamente constante ao longo do tempo, apesar de não implicar a manutenção da qualidade dessas espécies (espécies diferentes).

Apesar de os conceitos básicos da teoria de MacArthur & Wilson – relação área versus número de espécies, a probabilidade de extinções como função do tamanho da população, o turnover de espécies, o efeito da distância entre ilhas e certas noções de equilíbrio – serem conhecidos anteriormente, a grande novidade foi integrar todas essas e outras idéias em uma única teoria ampla e holística.

Fonte: Transformado de Shafer (1990).

A primeira noção de tamanho é incorporada nas curvas de espécie-área, as quais já haviam sido descritas de diferentes formas desde o início do século por Jaccard, Arrhenius e Gleson (apud SHAFER, 1990). No trabalho de MacArthur & Wilson (1967), as curvas utilizadas são adaptações daquelas presentes no trabalho de Preston (1962). Vários fatores estão subjacentes a essa relação no número de espécies *versus* área. Em primeiro lugar, o aumento no número de espécies é conseqüência da incorporação de maior número de habitats diferentes em ilhas maiores. Em segundo, deve-se ao fato de ilhas maiores poderem abrigar populações mais numerosas das diferentes espécies que, dessa forma, estão menos sujeitas às extinções causadas por flutuações populacionais (DIAMOND, 1975).

A segunda noção de isolamento tem, como fator subjacente, a redução nas taxas de imigração para uma ilha. Essas migrações podem aumentar o número de espécies com novas colonizações, ou então evitar que as espécies locais se extingam com a imigração de indivíduos de espécies já presentes (“efeito resgate”) (SHAFER, 1990).

A última noção, a de equilíbrio, é a principal inovação da teoria de MacArthur & Wilson. Esta sugere que repetidas colonizações e extinções criam um equilíbrio dinâmico, no qual o *número de espécies* permanece constante, enquanto a *identidade* varia ao longo do tempo (BROWN & KODRICK-BROWN, 1977). Isso equivale a dizer que, pelo modelo de MacArthur & Wilson, as espécies são tratadas como iguais nas suas probabilidades de se extinguirem. Embora isso tenha sido alvo de muitas críticas, os autores já haviam reconhecido em seu trabalho que o modelo era bastante simplificado e que, portanto, pretendia apenas ser um ponto de partida para trabalhos posteriores mais elaborados (MACARTHUR & WILSON, 1963).

#### TRANSPOSIÇÃO DA TEORIA PARA AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

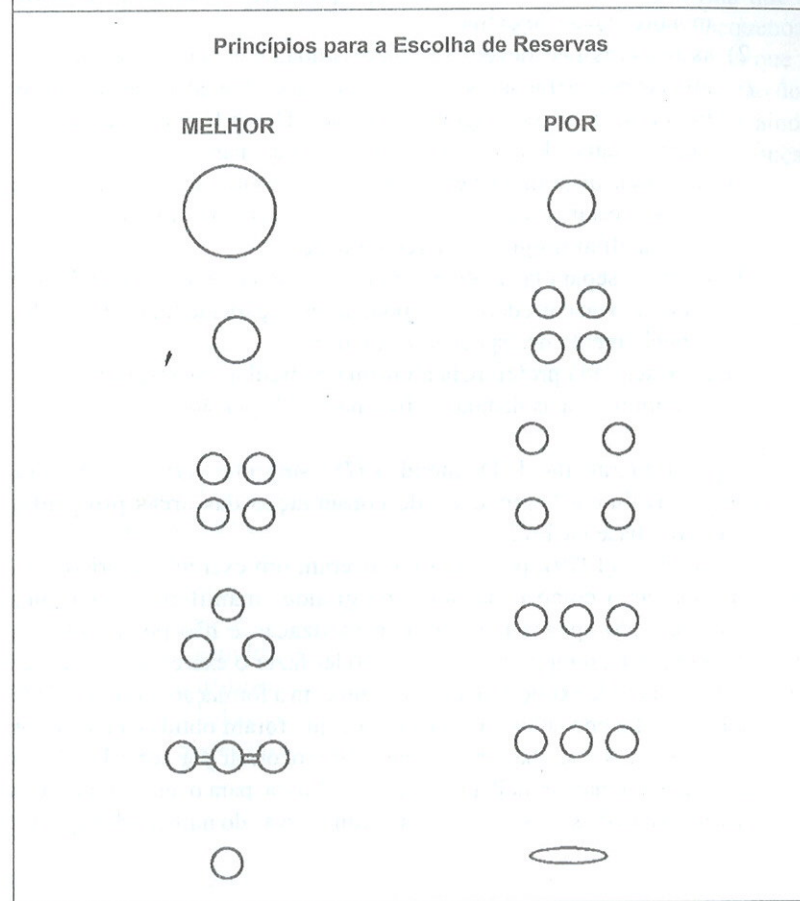
A partir da proposição da Tebi, acentuou-se o interesse pelos problemas associados à delimitação de áreas naturais (SHAFER, 1995). As conclusões obtidas no trabalho de MacArthur & Wilson formaram a base dos primeiros critérios científicos propostos de maneira organizada para a seleção de áreas protegidas.

Diamond (1975) foi o primeiro a propor que um sistema de reservas, cada uma das quais circundada por ambientes alterados, assemelha-se a um sistema insular do ponto de vista das espécies que são restritas a ambientes naturais.<sup>35</sup> É uma metáfora de “ilhas” de habitats naturais em um “oceano”

35. Willis é o autor original dessas idéias, apresentadas em congressos. Contudo, elas foram publicadas pela primeira vez por Diamond (1975) e apenas posteriormente por Wilson & Willis (1975). Para histórico, ver Willis (1984).

de habitats alterados. A criação dessas ilhas seria análoga à formação das ilhas continentais (*land-bridge islands*) que, originalmente, estavam conectadas ao continente, sendo formadas pela elevação no nível dos oceanos. Pelo proposto, procurava-se comparar as extinções que as reservas sofreriam após a sua “insularização” com aquela que as ilhas formadas pela elevação dos oceanos experimentaram. Ou seja, a partir dessa analogia, supunha-se que as reservas conteriam um número maior de espécies no momento de sua instituição, do que aquele que poderiam manter em seu equilíbrio (DIAMOND, 1975).

FIGURA 6 – Princípios para a escolha de reservas propostos a partir da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular



Fonte: Adaptado de Diamond (1975).

A analogia das reservas com ilhas verdadeiras fez com que fossem transpostas as noções incorporadas na teoria de MacArthur & Wilson de tamanho, distância e equilíbrio, para princípios de seleção de áreas protegidas. Esses princípios foram sistematizados de forma esquemática como apresentado na Figura 6. Nessa forma, tornaram-se muito conhecidos, sendo incorporados em quase todos os manuais de planificação de áreas protegidas (por exemplo, MACKINNON et al., 1986; e MOORE & ORZÁBAL, 1988). Essas diretrizes esquematizadas na Figura 6 significam mais detalhadamente que:

- 1) as reservas devem ser grandes pois, quanto maiores, poderão conter maior número de espécies no equilíbrio, além de possuírem menores taxas de extinção;
- 2) as reservas não devem ser subdivididas em partes, mesmo que apenas por estradas, pois estas podem se constituir em barreiras para a dispersão de algumas espécies. Dessa forma, uma reserva única é mais adequada do que várias pequenas;
- 3) se a área disponível necessitar ser subdividida, então as partes deverão estar distribuídas de forma equidistante umas das outras, para facilitar imigrações e recolonizações;
- 4) reservas separadas podem ser conectadas por faixas de ambiente protegido ou corredores, que podem servir para facilitar a dispersão, especialmente de espécies sedentárias;
- 5) deve ser dada preferência ao formato circular nas reservas, já que este minimiza as distâncias internas de dispersão.<sup>36</sup>

A partir do trabalho de Diamond (1975), surgiram vários estudos que procuravam avaliar o “potencial” de conservação das áreas protegidas existentes com base na Tebi.

Soulé et al. (1979), por exemplo, fizeram um exercício teórico para procurar avaliar o colapso da fauna de grandes mamíferos de parques africanos, causado apenas pelo fator insularização e não por problemas diretos como, por exemplo, a caça. Para poder fazer o exercício, os autores utilizaram as taxas de extinção que ocorreram com a formação do arquipélago malaio no Pleistoceno (ilhas continentais) e que foram obtidas a partir dos registros fósseis. A escolha desse arquipélago ocorreu por ser o local que apresentava fauna mais semelhante àquela da África, para o qual havia dados disponíveis. Além disso, os autores utilizaram curvas do número de espécies

36. A distribuição espacial, conectividade e formato das reservas são discutidos mais detalhadamente em outras partes do trabalho.

versus área genéricas, ou seja, com valores médios, ao invés de curvas que descrevessem o comportamento de taxa específicos.

A partir dos cálculos, Soulé et al. (1979) concluíram que as áreas protegidas estudadas eram muito pequenas para manterem as espécies existentes, que foram conservadas apenas pelo fato de essas reservas não estarem verdadeiramente insularizadas. Com a possível degradação dos habitats adjacentes aos parques, no entanto, os autores previram que haveria um declínio considerável no número de espécies, que poderiam ser mantidas apenas através de manejo intensivo.<sup>37</sup>

Outro estudo do gênero foi realizado por Newmark (1987), que fez uma análise das extinções de grandes mamíferos ocorridas após o estabelecimento dos parques norte-americanos. Da mesma forma que o trabalho anterior, o autor concluiu que esses parques eram muito pequenos, ou seja, o número de espécies presentes na instituição era maior do que a área poderia comportar no equilíbrio. Dessa forma, com a insularização dos parques, várias espécies haviam sido perdidas e outras, provavelmente, ainda se extinguiriam, pois o tempo decorrido não teria sido suficiente para alcançar o equilíbrio.

#### CRÍTICAS À TEORIA DO EQUILÍBRIO DE BIOGEOGRAFIA INSULAR

As bases da Teoria de Biogeografia Insular e as sugestões práticas de seleção de reservas que a seguiram passaram a ser criticadas a partir do final dos anos 70. Para vários autores, a teoria não estava suficientemente validada para que fosse utilizada tão amplamente na prática conservacionista (SIMBERLOFF & ABELE, 1976), tendo sido aceita como um paradigma muito antes que tivesse sido provada (CÂNDIDO JR., 1993).

A primeira crítica à teoria refere-se à comprovação da existência de um equilíbrio de imigração-extinção na natureza, que permanece sendo apenas uma hipótese, nunca provada satisfatoriamente.

Paradoxalmente, as maiores evidências dessa existência foram encontradas em estudos com faunas em situações que ainda não haviam alcançado o equilíbrio, ou seja, aquelas presentes em ilhas ou locais recentemente isolados, como, por exemplo, a fauna das ilhas formadas com a elevação dos mares no Pleistoceno (SHAFER, 1990).

37. O mesmo “exercício”, ou seja, análise das extinções em parques africanos foi refeito posteriormente por Burkey (1995) com algumas correções ao trabalho inicial. Apesar das modificações, as conclusões se mantiveram, ainda que com efeito mais acentuado: os parques são muito pequenos para evitar extinções.

Wilcox (1978) foi responsável pela realização de um desses trabalhos em ilhas que pareceram comprovar o modelo de MacArthur & Wilson. Estudando lagartos em ilhas formadas no Pleistoceno, as quais foram formadas em momentos diferentes, o autor percebeu a aparente relação entre o número de espécies “em excesso” para um determinado tamanho de ilha e o momento de sua insularização. Ou seja, as ilhas formadas havia menos tempo possuíam uma quantidade maior de espécies do que seria esperado pelo seu tamanho em relação às ilhas mais antigas. Isso parecia indicar que as ilhas estavam caminhando para um equilíbrio, no qual o número de espécies permaneceria constante, embora a qualidade ou identidade destas pudesse ser alterada. Era, portanto, uma evidência do modelo da Tebi. Assim como Wilcox, outros autores chegaram à mesma conclusão a partir de estudos com mamíferos.<sup>38</sup>

Apesar de a observação de mudanças no número de espécies em situações de não-equilíbrio ou então de a troca da composição de espécies em certos locais terem sido consideradas como evidências da validade do modelo, alguns autores discordaram disso. Simberloff & Abele (1976), por exemplo, argumentaram que, embora muitas vezes haja sinais de troca de espécies, isso pode ser apenas resultado de movimentações transitórias e não de verdadeiras extinções e colonizações.<sup>39</sup> De outra forma, Williamson (1981) não encontrou correspondência entre seus dados experimentais e o modelo de MacArthur & Wilson, referente a uma relação causal entre imigração e extinção. Por conseguinte, o autor concluiu que os dados suportam a existência de troca de espécies no equilíbrio, mas que isso parece ser um reflexo de uma variedade de processos ecológicos e não daqueles incorporados no modelo, tais como tamanho e distância.

Diferentemente das críticas à própria existência do equilíbrio entre extinções e imigrações, outra atacou a forma como ela havia sido incorporada no modelo. Para Brown & Kodrick-Brown (1977), as predições do modelo não conseguiam ser provadas experimentalmente pois existiam erros em relação ao efeito esperado com o isolamento das ilhas. No modelo de MacArthur & Wilson, as taxas de extinção e as taxas de imigração eram independentes. Entretanto, esses autores não consideraram que, para as espécies que já estão presentes nas ilhas, a taxa de imigração exerce influência na de extinção, pois a chegada de novos indivíduos pode evitar que a espécie se extinga. Esse efeito, denominado de resgate, não foi incorporado no modelo original. Dessa forma, Brown & Kodrick-Brown (1976) propuseram um modelo alternativo que incorpora o mesmo efeito em virtude do tamanho

38. Para maiores detalhes, ver Shafer (1990).

39. Para uma boa revisão do tema, ver Gilbert (1980).

e da distância entre ilhas, mas introduz alterações na taxa de troca de espécies que ocorre no equilíbrio. Nessa nova forma, o principal parâmetro que determina o número de espécies no equilíbrio é a distância de outras ilhas e do continente, os quais funcionam como fontes colonizadoras, em contraposição ao tamanho da ilha.

A segunda crítica à teoria de MacArthur & Wilson argumenta que o número de espécies presentes em uma ilha não é decorrente de sua área, mas sim da diversidade de habitats, a qual nem sempre é determinada pela área (CÂNDIDO JR., 1993). Embora um dos aspectos da relação número de espécies versus área seja a relação que existe entre esta e a diversidade de habitats, nem todos os autores encontraram que a área pode ser um bom previsor do número de espécies. Mesmo assim, a maior parte dos estudos realizados em ilhas verdadeiras encontrou um maior número de espécies em ilhas maiores e, portanto, essa relação continua a ser utilizada (SHAFFER, 1990).

A terceira crítica ao modelo refere-se à própria possibilidade de sua comprovação. Pielou (1979), baseando-se apenas nos aspectos qualitativos da teoria, concluiu que o modelo, assim como muitos outros, sofre do problema de ser difícil de testar. Um dos problemas é que, embora a maior parte dos estudos utilize a presença ou a ausência de espécies para inferir o número total daquelas existentes, além das colonizações e das extinções que ocorreram, sabe-se que as probabilidades de amostragem de cada espécie dependem de suas densidades. Assim sendo, nunca existe a certeza de que os números utilizados para comprovar ou refutar a teoria refletem a realidade. Além disso, a comprovação da teoria necessita que sejam encontradas áreas com um número de réplicas adequado, e que apresentem as mesmas condições ambientais atuantes e histórico homogêneos, situação altamente improvável. Em virtude disso, a maior parte dos estudos que obtiveram evidências de sua comprovação não é rigorosamente científica, ou seja, não procura comprovar o modelo a partir da adoção de uma hipótese nula (CÂNDIDO JR., 1993).

Finalmente, para Cândido Jr. (1993), a teoria sofre de uma extrema simplificação para fenômenos que são extremamente complexos. Parece que, como afirmaram MacArthur & Wilson (1967) no prefácio da sua monografia, “We do not seriously believe that particular formulations advanced in the chapters to follow will fit for very long the exacting results of future empirical investigation”.

#### CRÍTICAS À APLICAÇÃO PRÁTICA DA TEORIA

Além das críticas à própria teoria, outras centraram-se na possibilidade de sua aplicação prática. Em primeiro lugar, a aplicação da Tebi às áreas protegidas pressupõe que as reservas são análogas às ilhas continentais

(DOAK & MILLS, 1994). Entretanto, existem diferenças entre ilhas verdadeiras e ilhas de habitats: as primeiras são envolvidas por habitat totalmente inóspito para espécies terrestres (MARGULES et al., 1982), enquanto nas segundas algumas espécies estão isoladas e outras não. Além disso, áreas continentais e ilhas diferem intrinsecamente em aspectos de sua dinâmica, como o fato de que nas áreas continentais o tamanho tem importância menor na determinação do número de espécies do que em ilhas (KUSHLAN, 1979). Essa argumentação foi a origem das críticas não à própria teoria, mas ao grande número de trabalhos que se basearam na extrapolação de dados que, em origem, deveriam ser aplicados apenas às ilhas verdadeiras. Isso sem que houvesse um suporte de dados que permitisse dizer que as UCs estavam se comportando como áreas insulares, tornando qualquer inferência a respeito prematura (SIMBERLOFF & ABELE, 1976).

Para muitos autores, em termos práticos, as reservas não podem ser consideradas como ilhas isoladas das influências externas. Kushlan (1979) afirma que os critérios de forma e área sozinhos são inadequados para a delimitação de reservas na área continental, já que estas são atingidas por outros fatores que procedem de regiões externas a elas.

A segunda crítica à aplicação prática da teoria refere-se à homogeneidade de condições entre as diferentes ilhas para a qual a teoria foi proposta e na qual basearam-se as sugestões de Diamond (1975). Em relação aos habitats, essa homogeneidade verdadeira nunca existe (MARGULES et al., 1982), pois sempre há variações em aspectos como a quantidade de recursos, água, relevo e outros. Além dessa homogeneidade de habitats, a aplicabilidade da teoria depende de que “todos os outros fatores sejam iguais”, como por exemplo as influências externas. Na vida real, no entanto, essa situação é praticamente impossível (DOAK & MILLS, 1994).

A terceira crítica à aplicação prática da teoria refere-se ao fato de que ela não considera a identidade das espécies que sobreviverão nas reservas (“ilhas”), que são tratadas como se tivessem as mesmas probabilidades de extinção (LINDENMAYER et al., 1993; CÂNDIDO JR., 1993; Doak & Mills, 1994). Todavia, em qualquer comunidade biótica, os grupos taxonômicos estão distribuídos desigualmente: algumas espécies são comuns, outras são menos comuns e muitas são raras (HOWE, 1984). Dessa forma, a teoria não leva em conta que espécies raras, pelo simples fato de estarem presentes em menor número, são mais suscetíveis ao desaparecimento (CÂNDIDO JR., 1993).

Além disso, nem todas as espécies têm a mesma importância: a extinção local de diferentes espécies pode acarretar conseqüências variadas ao ambiente local. Como exemplo, em Barro Colorado no Panamá, enquanto o desaparecimento de três pares de arapaçus (*Dendrocolaptes certhia*) não parece ter causado nenhuma alteração ao ambiente da ilha, a extinção do

mesmo número de onças-pardas (*Felis concolor*) causou um grande aumento no número de roedores. Em florestas tropicais esse fator é muito importante, em virtude das complexas interações existentes entre as espécies.

A última crítica à aplicação prática da teoria se refere à possibilidade de, a partir dela, decidir qual a melhor estratégia: reservas grandes ou pequenas. Em primeiro lugar, para vários autores, a relação espécie-área é ambígua para determinar se apenas uma reserva ou várias de tamanho equivalente contêm um número maior de espécies (SIMBERLOFF & ABELE, 1976; SOULÉ & SIMBERLOFF, 1986). O resultado dependerá do número de espécies que as duas reservas menores compartilham e de quantas são adicionadas por aumento de área (inclinação da curva de regressão espécie-área) (SIMBERLOFF & ABELE, 1976).

Em segundo, o poder de predição da teoria na comparação entre reservas grandes e pequenas encerra outro problema: as extrapolações que devem ser feitas para possibilitar a comparação. A utilização de números de espécies obtidos em áreas muito grandes para áreas pequenas necessita alargar os intervalos de confiança da predição enormemente e, portanto, as previsões não têm importância prática (BOECKLEN & GOTELLI, 1984). Por fim, há um último problema para a decisão entre áreas grandes e pequenas a partir da teoria. Ela admite que as taxas de extinção são dependentes da área de uma reserva. Entretanto, embora essa seja uma formulação lógica, até o momento não há evidências concretas de que isso ocorra (MARGULES et al., 1982). Assim sendo, a teoria não seria capaz de auxiliar em uma das principais questões relativas à delimitação das áreas protegidas.

Mesmo assim, a Tebi continuou nos anos 90 a ser recomendada na seleção de reservas naturais (SHAFER, 1990; LINDENMAYER et al., 1993), figurando como preceito em manuais como o *World Conservation Strategy* (IUCN – UNEP – WWF) que afirma que a seleção das áreas protegidas deve estar de acordo com a Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular (SIMBERLOFF & ABELE, 1984). Isso porque, embora presente deficiências, era o único corpo teórico organizado até a metade dos anos 80 e, mesmo após o aparecimento de novos métodos e teorias, o mais abrangente.

#### TEORIAS MAIS RECENTES APLICADAS À SELEÇÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Recentemente, outras teorias têm sido utilizadas na discussão de critérios para a seleção de áreas protegidas, as quais procuram de diferentes formas suprir as deficiências da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular (DOAK & MILLS, 1994). Dentre essas, destacam-se a Análise Agrupada (*Nested Subset Analysis*) e a Dinâmica de Metapopulações.



### ANÁLISE AGRUPADA (NESTED SUBSET ANALYSIS)

A impossibilidade de determinar qual a identidade das espécies que seriam conservadas em um remanescente natural a partir da Tebi levou à utilização, cada vez maior, de outra base teórica: a análise agrupada.

A análise agrupada, diferentemente da teoria de MacArthur & Wilson, considera não apenas o número de espécies conservadas, mas também a sua identidade. Para isso, parte do pressuposto de que a biota remanescente em uma ilha ou reserva não é uma amostra aleatória de um conjunto inicial de espécies presentes no continente, mas o resultado de extinção seletiva (PATTERSON, 1987). Dessa forma, considera que existem espécies mais suscetíveis à extinção que, portanto, mais dificilmente permanecerão nas áreas protegidas, ao mesmo tempo que outras serão mais comuns.

A avaliação dessa susceptibilidade à extinção é feita a partir da análise de quais são os subconjuntos de espécies que estão presentes em ilhas ou remanescentes de tamanhos variados. A partir daí, procura-se classificar os diferentes subgrupos de espécies segundo o grau de fragilidade e, portanto, qual a ordem provável das extinções (CUTLER, 1991).

Duas críticas são feitas à utilização da análise agrupada. Em primeiro lugar, a possibilidade de utilização prática da análise agrupada depende, assim como na Teoria de Biogeografia, da analogia entre ilhas continentais e “ilhas” de habitats naturais em ambientes degradados. Em segundo lugar, questiona-se a possibilidade de associar a seqüência previsível de extinções a partir de reduções nos tamanhos de habitats, já que a análise em si não leva em conta o tamanho. Em virtude disso, embora ela possa ter o papel de predizer quais as espécies com maior risco de extinção, não pode ser utilizada para prever a sua seqüência exata (DOAK & MILLS, 1994).

### DINÂMICA DE METAPOPLAÇÕES

A dinâmica de metapopulações, ainda mais que a análise agrupada, parece estar ocupando o lugar antes reservado à Teoria de Biogeografia Insular (HANSKI & GILPIN, 1991). A elaboração dessa teoria baseou-se em modelagens feitas por Levins em 1969 (LEVINS, 1969) que, ironicamente, procurava entender o que deveria ser feito para “extinguir” populações de pragas agrícolas, ao invés de conservá-las.

A idéia de dinâmica de metapopulações não é completamente desvinculada da teoria de MacArthur & Wilson, já que os processos fundamentais envolvidos são os mesmos: colonização e extinção (HANSKI & GILPIN, 1991). A metapopulação consiste num conjunto de subpopulações de uma espécie que interagem, cada uma existindo em uma fração de habitat e separadas entre si por porções de terreno impróprio.

Essas populações separadas sofrem repetidas extinções e recolonizações. Embora cada subpopulação tenha sua dinâmica própria, a persistência a longo prazo da metapopulação, ou seja, do conjunto de populações como um todo – sobrevivência da espécie –, ocorre a partir de um balanço entre extinções locais e fundação de novas populações. Essas fundações são conseqüência de eventos infreqüentes de dispersão (DOAK & MILLS, 1994; HANSKI & GILPIN, 1991).

Há três diferenças essenciais entre a dinâmica de metapopulação e a Tebi. Em primeiro lugar, no modelo biogeográfico há um continente, que é a origem de colonizadores e que, ao mesmo tempo, é imune a extinções: apenas as populações nos entornos ou nas ilhas sofrem extinções. Diferentemente, nos modelos de metapopulações, a origem dos colonizadores está no próprio conjunto local de populações (fragmentos de habitat ou reservas conservadas), as quais também podem sofrer extinções. Em segundo lugar, o foco na Teoria de Biogeografia Insular está em uma única “ilha” de habitat, enquanto nas metapopulações a análise é feita a partir de um conjunto local (HANSKI & GILPIN, 1991). Por fim, existe uma última diferença essencial à utilização dessa teoria na seleção de UCs. As metapopulações baseiam-se em avaliações de uma espécie, ou seja, quais são as características de suas populações e de que forma se pode maximizar a sua probabilidade de sobrevivência.

Conservacionistas têm utilizado os modelos de metapopulação para descrever a estrutura de populações que são encontradas espalhadas por diversos remanescentes isolados, especialmente daquelas ameaçadas de extinção ou que, de outra forma, têm importância para o manejo. Em muitas dessas análises o objetivo é identificar quais são as subpopulações remanescentes, ou então as porções de terra que são ligações entre remanescentes, as quais têm papel determinante para a conservação local de uma espécie. Dessa forma, pode-se submeter essas populações remanescentes ou conexões de habitat à legislação ambiental restritiva (MEFFE & CARROLL, 1997).

Metapopulações podem ser utilizadas para avaliar as conseqüências para determinada espécie do estabelecimento de um conjunto de reservas em relação ao número de áreas protegidas e à distância entre elas. Por exemplo, a redução na distância pode aumentar a freqüência de migrações de indivíduos entre as áreas, o que ajuda a reduzir as taxas de extinção. No entanto, ao mesmo tempo, essa redução pode fazer com que exista maior probabilidade de que mais de uma reserva sofra colapsos na população de certa espécie, em virtude de efeitos como doenças, enchentes etc. (MEFFE & CARROLL, 1997).

Diversas críticas são feitas à utilização da dinâmica de metapopulações (DOAK & MILLS, 1994; SHAFER, 1995). O primeiro problema no emprego

do modelo é a amplitude de situações em que as subpopulações de uma espécie podem ser consideradas como metapopulações. Para Hanski & Gilpin (1991), espécies confinadas em habitats fragmentados nem sempre comportam-se como uma metapopulação. Em alguns casos, isso parece ser verdadeiro, como, por exemplo (DOAK & MILLS, 1994): 1) nos grupos de populações que possuem uma população central grande, que determina a dinâmica total do conjunto; 2) nos casos em que há uma taxa de dispersão tão alta que as subpopulações não podem ser consideradas independentes, mas apenas parte de uma população; 3) para o conjunto de populações em declínio, ou seja, que não estão em equilíbrio.

Em segundo lugar, as críticas são feitas ao grande número de pressupostos, nem sempre encontrados na realidade, que os diversos modelos de metapopulações assumem para simplificar a modelagem (DOAK & MILLS, 1994). Esses pressupostos referem-se, especialmente, aos parâmetros populacionais da espécie estudada, como tipo de acasalamento e independência entre gerações, entre outros.

A terceira crítica refere-se à fundamentação experimental da teoria (SHAFER, 1995). Quase todos os trabalhos feitos com metapopulações têm sido modelagens, ao invés de trabalhos com dados obtidos em campo. Além disso, essas modelagens baseiam-se em parâmetros como os dados demográficos da população, taxas vitais (reprodução e nascimento) e outros que são de difícil obtenção para espécies raras ou em perigo de extinção. Essas modelagens a partir de dados precários podem resultar em conclusões erradas da possibilidade de sobrevivência da espécie em questão (DOAK & MILLS, 1994).

Por fim, a última crítica é feita à validade de análise de uma espécie individualmente. A existência de várias espécies em um local leva à existência de "metacomunidades", cujas espécies estão interagindo por competição, predação etc. (HANSKI & GILPIN, 1991). Modelagens com várias espécies, embora mais próximas do mundo real, são ainda muito complicadas para serem feitas.

Concluindo, como afirmam Doak & Mills (1994), a fraca evidência da existência de metapopulações com comportamento clássico na natureza deve fazer com que os conservacionistas sejam cuidadosos ao assumir que sua dinâmica seja importante para a viabilidade de populações raras ou em perigo de extinção. Apesar disso, parece que essas modelagens, embora não sirvam para obter resultados conclusivos, podem ser utilizadas para prever o grau de preocupação que se deve ter com uma espécie e quais as principais ameaças à sua conservação. Dessa forma, podem ser utilizadas para pesar e comparar diferentes alternativas de proteção de habitats e de espécies em reservas.

## DETERMINAÇÃO DO TAMANHO IDEAL EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Como dito anteriormente, a seleção de reservas quanto aos seus aspectos ecológicos envolve dois fatores: a configuração da reserva (tamanho e forma) e a escolha do conjunto de reservas (número e localização) capaz de conservar a biota de uma região. Em primeiro lugar, serão apresentados os aspectos relacionados à configuração e, dentre esses, o tamanho das reservas.

“Que tamanho devem ter as UCs?” Essa é uma pergunta simples e direta que, segundo Shafer (1990), tem um grande peso e representa o principal aspecto na discussão da configuração de reservas. Embora a discussão sobre tamanho de reservas tenha se iniciado há mais de meio século (SHAFER, 1995), ela continua atual, pois, apesar de a pergunta parecer simples, sua resposta é uma das mais complexas da ecologia.

Muita discussão tem ocorrido em torno da questão de escolha entre reservas grandes ou pequenas que, entretanto, não abarca o cálculo da área que uma reserva deve ter. Embora não exista ainda uma solução a essa questão, alguns métodos têm sido propostos.

### A PARTIR DA TEORIA DO EQUILÍBRIO DE BIOGEOGRAFIA INSULAR

A primeira tentativa sistemática de abordagem do aspecto tamanho em áreas naturais nasceu a partir da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular. Considerando as curvas de espécie-área apresentadas neste trabalho (ver Figura 5), os autores concluíram que um incremento da ordem de 10 vezes em uma área produziria como resultado um aumento de 1,86 vezes no número total de espécies presentes. Estas conclusões deram origem a uma “lei universal”, muitas vezes empregada na análise do potencial de conservação de sistemas de reservas e sugerida em diversos manuais instrutivos para a sua planificação (por exemplo, MOORE & ORZÁBAL, 1988).

### CÁLCULO A PARTIR DOS REQUERIMENTOS DE UMA ESPÉCIE

Alguns autores sugerem que a questão do tamanho de reservas pode ser resolvida mais facilmente com o estudo das espécies consideradas individualmente (SHAFER, 1990). Essa forma de seleção baseia-se no princípio de que a escolha a partir de uma determinada espécie, com certas características, terá como resultado valores de área da reserva que serão capazes de abarcar a conservação das outras espécies da comunidade (“efeito guarda-chuva”). Vários conceitos diferentes são propostos para a escolha da espécie a ser utilizada na seleção: vulnerabilidade à extinção, espécie indicadora, espécie-chave e espécie do topo da cadeia trófica. A partir da

utilização de todos esses conceitos, o processo de cálculo do tamanho das reservas deve ser feito considerando as áreas de vida das espécies escolhidas, multiplicada por um tamanho populacional considerado viável.

O primeiro conceito que pode ser utilizado é o da escolha de espécies que são mais vulneráveis à extinção. Poucos trabalhos, entretanto, têm procurado elucidar quais espécies têm maior risco de extinção e que, portanto, poderiam ser utilizadas como indicadoras na seleção de reservas. Usualmente os fatores relacionados à vulnerabilidade incluem grande tamanho corpóreo, alto nível trófico (predadores), requerimentos especiais de habitat, reprodução lenta, habilidade limitada de dispersão e as várias combinações desses fatores (SHAFER, 1990). Para Terborgh & Winter (1980), no entanto, a raridade é o melhor indicativo individual de vulnerabilidade à extinção, sendo esta consequência das características acima relatadas.

Em segundo lugar, os cálculos podem ser baseados em espécies indicadoras, ou seja, aquelas espécies cuja presença ou abundância reflete uma alta diversidade geral ou as condições de determinado habitat, comunidade ou ecossistema (MOORE & ORZÁBAL, 1988). Ou seja, são espécies utilizadas como substitutas do conjunto de espécies existentes em um determinado lugar.

O exemplo mais famoso de espécie utilizada como indicadora é o da coruja norte-americana *Northern Spotted Owl* (*Strix occidentalis caurina*). Essa espécie foi utilizada para planejar o manejo de florestas como representante de toda a comunidade existente. Isso porque, para que a coruja esteja presente, é necessário que exista um grande remanescente florestal, cujas árvores apresentem idade da ordem de cem anos. Essa dependência de florestas antigas fez com que as corujas fossem escolhidas como indicadoras. Entretanto, esses animais não representam bem outras espécies, como por exemplo os *voles*, pequenos mamíferos que conseguem se manter em remanescentes pequenos. Da mesma forma, a utilização dos *voles* como indicadores não seria capaz de representar os habitats de boa qualidade para mamíferos com alta capacidade de movimentação (MEFFE & CARROLL, 1997).

Além dos problemas elucidados nesse exemplo, a utilização de indicadores pode ser atrapalhada por fatores como a longevidade. A presença de uma espécie de vida longa pode ser utilizada como indicativo da qualidade de habitat quando, na verdade, isso ocorre apenas porque os indivíduos atingem idade avançada, enquanto a taxa de recrutamento populacional<sup>40</sup> pode ser muito baixa. Considerando esses e outros problemas, a escolha de bons indicadores é muito difícil e, provavelmente, sempre será imperfeita.

Espécie-chave é um terceiro conceito que pode ser utilizado, sendo definido como aquelas espécies que têm um papel muito importante dentro

da estrutura, ou então uma função determinada dentro de uma comunidade, de modo que sua ausência pode comprometer a sobrevivência de muitas outras espécies, a partir de uma reação em cadeia (MEFFE & CARROLL, 1997; MOORE & ORZÁBAL, 1988). Uma espécie-chave pode ser representada por um predador cuja presença determina a abundância de presas e as interações entre essas; uma fonte importante de alimento, como uma figueira que frutifica em estação de escassez de alimento para frugívoros; ou espécies que mantêm processos críticos no ecossistema, como as bactérias fixadoras de nitrogênio. O papel pode também ser representado por uma guilda, ou um conjunto de espécies que desempenham a mesma função no ambiente. Como exemplo desse caso, temos o conjunto de aves insetívoras que se alimentam de larvas de borboleta e, dessa forma, controlam a herbivoria em determinado ambiente (MEFFE & CARROLL, 1997).

Também existem problemas na utilização do conceito de espécie-chave, já que se sabe muito pouco sobre o papel representado por essas espécies e, menos ainda, da sua ecologia. Dessa forma, a utilização desse conceito como base para a seleção de reservas também é difícil.

Por fim, como último conceito, é sugerida a seleção a partir das espécies do topo da cadeia trófica, como os grandes carnívoros. Nesse caso, a justificativa é que os grandes predadores possuem amplos requerimentos de área para a sua sobrevivência e, portanto, fazendo o cálculo a partir deles, as outras espécies estariam incluídas (EAST, 1981). Além disso, essas espécies parecem ter um papel muito importante na determinação da composição de espécies de um local, especialmente em florestas tropicais.

Críticas à utilização dessa última forma de seleção incluem a ausência e a dificuldade de obtenção dos dados de requerimento da maioria das espécies, além da grande especificidade local desses valores (SHAFER, 1990). Além disso, alguns autores duvidam do próprio “efeito guarda-chuva”, ou seja, que a partir da utilização de alguma espécie, possam ser abarcadas as outras espécies da comunidade. Gilbert (1980), por exemplo, acredita que a seleção baseada nas espécies de predadores de grande porte pode não significar uma boa escolha para as espécies de pequeno porte, já que os requerimentos nem sempre são os mesmos. Ou seja, embora uma área relativamente grande para um inseto, por exemplo, possa ser reservada a partir desse critério, talvez os habitats críticos necessários a este não estejam incluídos.

Todos os critérios aqui apresentados, ou seja, espécie vulnerável, espécie indicadora, espécie-chave e espécie do topo da cadeia trófica apresentam problemas na extrapolação para a seleção ideal de reservas. Isso porque a idéia de que existem espécies que representam todas as outras, com as quais dividem certo habitat, está longe da realidade da ecologia. A biodiversidade está estruturada em diversos níveis hierárquicos e, dessa

40. Número de novos indivíduos que passam a fazer parte da população.

forma, a seleção de conceitos ou representantes que estão na base da seleção de áreas protegidas deve procurar abarcar os diversos elementos de composição, estrutura e função dos habitats (MEFFE & CARROLL, 1997). A partir daí, a determinação do tamanho da reserva deverá partir da resposta a questões que incluam vários aspectos, como o tamanho necessário para manter espécies raras, grandes predadores, habitats importantes etc. Apenas a partir dessas análises amplas é que se poderá chegar a um tamanho ideal.

### POPULAÇÃO MÍNIMA VIÁVEL

A seleção de reservas a partir dos requerimentos de uma espécie implica o cálculo da população mínima viável de uma dada espécie que será utilizada como substituta da comunidade. Atualmente, esforços para definir, modelar e prever populações mínimas viáveis têm sido um dos focos principais em biologia da conservação (GRUMBINE, 1990a; SOULÉ, 1987).

A população mínima viável é definida de maneiras ligeiramente diferentes, sempre considerando o tamanho mínimo populacional de uma espécie, que permite sua sobrevivência em um determinado período de tempo.<sup>41</sup> Para Shafer (1990), população mínima viável de uma dada espécie em certo habitat é a menor população isolada que tem uma probabilidade de continuar a existir por 100 anos, apesar dos efeitos da aleatoriedade demográfica (estrutura populacional e sucesso reprodutivo), aleatoriedade ambiental (predação, competição e doenças), aleatoriedade genética (perda de variabilidade genética em virtude da deriva genética, endocruzamentos, efeito do fundador) e catástrofes naturais (queimadas, seca e enchentes).<sup>42</sup>

41. Deve-se lembrar, no entanto, que mesmo poucos indivíduos podem dar origem a grandes populações, naqueles casos em que o acaso não comprometer a sua sobrevivência.

42. *Aleatoriedade demográfica (demographic stochasticity)* é definida como as flutuações aleatórias nas taxas observadas de nascimento, morte e razão sexual de uma população, mesmo quando as probabilidades de nascimento e morte permanecem constantes (LACY, 1993). Em populações pequenas, se houver valores não usuais em alguma característica demográfica, como por exemplo maior número de fêmeas que de machos, a população pode estar ameaçada (SIMBERLOFF, 1998).

*Aleatoriedade ambiental* pode ser definida como as variações populacionais – flutuações nas probabilidades de nascimento e morte –, que resultam de flutuações no ambiente e desastres naturais (clima, presença de doenças, abundância de predadores e presas) (LACY, 1993; SHAFER, 1990).

*Aleatoriedade genética* é definida como as flutuações nas características genéticas de uma população, como por exemplo a perda de vigor do híbrido (redução na fertilidade causada por homozigose), *bottlenecks* (perda de gens em virtude de reduções drásticas populacionais causadas por acidentes ou perturbações ambientais); redução da fertilidade e da viabilidade denominada de depressão por endocruzamentos (SIMBERLOFF, 1998).

Para Lindenmayer et al. (1993), a população mínima viável é definida, mais simplificada, como aquela em que a probabilidade de sobrevivência é alta. Entretanto, Shafer (1990) afirma que não existe população mínima viável sem que parâmetros de probabilidade de extinção e um período de tempo sejam definidos.

O processo de determinação da área mínima a ser dada a uma reserva, calculada a partir da população mínima viável, deve seguir os seguintes passos: 1) identificar as espécies-alvo que determinarão uma perda de valor ou diversidade da reserva; 2) determinar a população mínima viável da(s) espécie(s); 3) determinar a área mínima para sustentar esse número mínimo, utilizando densidades conhecidas (SOULÉ & SIMBERLOFF, 1986).

Essa seleção de reservas que contenham populações mínimas de certa espécie é justificada por evitar a perda de variabilidade genética que, por conseguinte, é também responsável pela sua adaptabilidade a mudanças e, portanto, manutenção das espécies a longo prazo (NEWMARK, 1985).

A primeira tentativa de estabelecer um número populacional mínimo que evitasse a perda de variabilidade genética e a depressão por endocruzamentos foi feita por Franklin (1980). Esse autor sugeriu que 50 indivíduos constituiriam o número mínimo em uma população efetiva<sup>43</sup> para evitar a depressão por endocruzamentos. Para a obtenção desse número, o autor baseou-se nos experimentos realizados por criadores de animais domésticos, admitindo uma perda limite de heterozigose de 1%, já que o máximo tolerado pelas populações é de 2% a 3%. Já para a conservação a longo prazo, haveria a necessidade de 500 indivíduos efetivos. Esses números deram origem à regra conhecida como dos 50/500 indivíduos, incorporada muitas vezes nas sugestões de conservação e planos de manejo de certas áreas.

Também a partir desses números, alguns autores avaliaram a efetividade das reservas já existentes. Newmark (1985), por exemplo, calculou qual

43. Em qualquer população real, nem todos os indivíduos têm chances iguais de contribuir com seus genes para as gerações futuras. Como exemplo, em um sistema de acasalamento por harém, poucos machos serão responsáveis pelos genes da próxima geração. Em virtude dessas idiosincrasias de populações reais, é utilizado o conceito de “população efetiva” com vistas a fazer comparações nas taxas de alterações genéticas de uma população. A população efetiva equivale a um tamanho “ideal” de população, cuja variação genética é igual àquela da população estudada, mas na qual todos os indivíduos terão chances iguais de contribuir com genes para as gerações futuras. Por exemplo, haverá igual número de machos e fêmeas e não haverá impedimentos comportamentais à reprodução. Esse número é uma forma de estandardizar populações reais para comparação. No entanto, essa população efetiva é sempre um valor muito menor que a população real, dependendo de fatores como os detalhes do sistema de acasalamento ou assimetrias entre os indivíduos em sua contribuição genética para as gerações futuras (SIMBERLOFF, 1998).

seria a área necessária para manter a população mínima de grandes mamíferos em parques norte-americanos, chegando à conclusão de que a maior parte dos parques não possuía a área necessária à manutenção dessas espécies.

A utilização da regra dos 50/500 para a população mínima viável foi muito criticada (CÂNDIDO JR., 1993; GRUMBINE, 1990a; SHAFER, 1990). Em primeiro lugar, pelo fato de estes números terem sido obtidos a partir de uma base experimental muito pequena (SHAFER, 1990). Além disso, esses valores não conseguem levar em conta os inúmeros fatores envolvidos na determinação das populações mínimas. No máximo, podem ser considerados como estimativas da “ordem de grandeza” das populações, cuja determinação mais específica dependerá de abordagens baseadas em aspectos da paisagem (GRUMBINE, 1990a), sucesso reprodutivo e de sobrevivência da espécie, níveis de predação, doenças e catástrofes naturais (SHAFER, 1990).

Os problemas para a determinação de populações mínimas viáveis são muito complexos, dependendo do conhecimento da dinâmica populacional da espécie, das características específicas da população e das circunstâncias que a população atravessa em um dado momento, em determinado local (GRUMBINE, 1990a; LINDENMAYER et al., 1993). O grande número de variáveis envolvidas para a determinação da população mínima viável implica, para alguns autores, a impossibilidade de um modelo satisfatório de predição (GRUMBINE, 1990a). Conseqüentemente, críticas são feitas à validade teórica e prática da utilização do conceito.

Para Soulé & Simberloff (1986) não há um número mágico para o tamanho mínimo viável de uma população que possa ser traduzido como critério para a seleção de reservas. Não apenas cada espécie e local representam um caso único, como também há fatores para os quais temos pouco conhecimento. Na maior parte dos casos, na prática, a ausência de dados disponíveis torna irrelevante a discussão do tamanho de reservas a partir deste critério. Além disso, mesmo que seja possível calcular a população mínima de determinada espécie, surge a dúvida de que, desta forma, estejam sendo englobadas as outras espécies presentes (SOULÉ & SIMBERLOFF, 1986; SOULÉ, 1987).

Outros autores, ao contrário, acham que a análise da viabilidade populacional é uma boa ferramenta para alcançar sucesso nas políticas de conservação. Utilizando, por exemplo, ferramentas de simulação em computadores,<sup>44</sup> a partir de dados da ecologia, atributos demográficos, tipo

44. Um exemplo desses programas de simulação é o Vortex (LACY, 1993). Existem outros programas, geralmente específicos para determinadas espécies ou grupo de espécies que apresentam determinadas características populacionais e de comportamento.

de sistema de acasalamento, organização social e genética, pode ser avaliado o destino das populações a longo prazo e assim, a escolha do sistema de reservas (LINDENMAYER et al., 1993). Embora não se possa chegar a um resultado absoluto, a análise é probabilística, como muitos eventos biológicos, e o processo pode ao menos auxiliar na tomada de decisões.

#### MUITAS RESERVAS PEQUENAS OU UMA ÚNICA GRANDE? – O DEBATE SLOSS

Dentre as principais questões relativas ao tamanho das reservas temos: “Qual opção contém um número maior de espécies: uma única reserva grande, ou várias reservas pequenas com tamanho total igual àquela grande?” (SHAFER, 1990). Essa questão centralizou, por muito tempo, o debate de princípios para a seleção de reservas, a partir de 1976 (SIMBERLOFF & ABELE, 1976). O número de artigos que defenderam cada uma das partes foi enorme, e a discussão chegou, em certo momento, a ser caótica. A maior parte dos artigos baseou-se na Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular, e, a partir dela, alguns autores defenderam a seleção de reservas pequenas, outros de reservas grandes e um terceiro grupo rejeitou a própria teoria (CÂNDIDO JR., 1993). O debate tornou-se conhecido principalmente pela sigla SLOSS, ou seja, *Single Large or Several Small* reserves (SHAFER, 1990).

Os primeiros autores a tratarem do tema sugeriram que uma reserva única de grande tamanho deveria preservar um maior número de espécies do que a subdivisão em várias reservas pequenas. Essa hipótese do “antidesmembramento”<sup>45</sup> das áreas naturais foi primeiramente publicada por Diamond (1975).

Vários argumentos em favor das reservas grandes foram apontados. O primeiro refere-se ao número de espécies que essas conseguem abrigar. Em relação a isso, vários autores acreditam que reservas grandes podem acolher um maior número de espécies, já que essas áreas teriam maiores taxas de imigração e, ao mesmo tempo, menores taxas de extinção. Embora isso não tenha sido provado de maneira conclusiva, existem evidências obtidas em trabalhos realizados em ilhas que sugerem que as extinções são mais comuns nas ilhas menores (DIAMOND, 1975; SHAFER, 1990).

A segunda justificativa às reservas grandes está relacionada à qualidade das espécies conservadas. Ou seja, mesmo que áreas menores sejam capazes de conter maior número de espécies, este fator é irrelevante, já que não leva

45. Embora Willis (1984) refira-se à subdivisão das reservas como “desmembramento”, o termo mais conhecido para designar o debate foi SLOSS (*single large or several small*) (SIMBERLOFF & ABELE, 1982).

em conta quais as espécies que serão mantidas com o tempo que, nesse caso, usualmente serão aquelas generalistas ou mais comuns. Para Diamond (1975), se todas as espécies tivessem a mesma probabilidade de sobrevivência, então seria uma estratégia viável de conservação a implementação de um grande número de reservas pequenas, já que em alguns locais elas se extinguiriam, mas em outros continuariam presentes. Entretanto, essas probabilidades não são iguais. Algumas espécies possuem grandes requerimentos de área e, conseqüentemente, só podem ser conservadas em reservas grandes. Por exemplo, para os mamíferos de grande porte, a maior parte dos ecólogos concorda que a melhor estratégia é a implantação de reservas grandes, em virtude do amplo requerimento de área que essas espécies possuem. Além do mais, porções grandes conservam mais facilmente um maior número de espécies, pois nesses locais aumenta a probabilidade de que sejam encontrados habitats críticos, em virtude da maior variedade presente (SHAFER, 1990).

O terceiro argumento em favor das reservas grandes refere-se à redução do "efeito de borda" que ocorre nessas áreas. Esse efeito é devido ao contraste estrutural que existe entre um remanescente de habitat natural e a matriz da paisagem alterada circundante. Essa diferença é responsável pela presença de uma faixa externa à reserva, submetida a condições ambientais diferentes daquelas presentes no interior do remanescente natural. As alterações que ocorrem nessa borda não estão restritas à linha que faz limite entre os dois diferentes tipos de ambiente, mas a faixas ou zonas de dimensões variáveis, dependendo do fator que é levado em consideração: luz, vento, componente biótico (HUNTER, 1990). Reservas maiores possuem maior perímetro externo e, conseqüentemente, uma menor proporção de porções influenciadas pelo efeito de borda do que reservas pequenas. Assim sendo, reservas maiores são consideradas melhores para evitar essas alterações, as quais podem ser de dois tipos: abióticas e bióticas.

Em ambientes florestais, por exemplo, temperatura, umidade, vento e intensidade da luz são fatores abióticos que diferem entre a borda e o interior da floresta. Zonas de borda costumam ser mais quentes, menos úmidas, mais iluminadas e ventiladas que o interior da floresta (MURCIA, 1995).

Quanto aos efeitos biológicos, podem ser subdivididos em duas categorias. Em primeiro lugar, os efeitos diretos que ocorrem em resposta às mudanças nas condições abióticas, como por exemplo as alterações na estrutura da floresta, causadas por um aumento na incidência de luz. Essas alterações podem ter como conseqüência, por exemplo, o aumento de plantas arbustivas e lianas. Contrastando com essas respostas simples e diretas exibidas pela estrutura da vegetação, há uma série de efeitos indiretos que podem ocasionar alterações na composição, abundância e interação entre espécies. Em alguns casos, foram observados aumentos nas zonas de borda

das taxas de parasitismo (TERBORGH, 1992), taxas de predação (BURKEY, 1993; SHAFER, 1990; SMALL & HUNTER, 1988), de competição (SHAFER, 1990) ou na introdução de espécies exóticas (JANZEN, 1983). Como resultado dessas mudanças, algumas espécies podem ser favorecidas em detrimento de outras, e as conseqüências podem propagar-se a outros níveis do ecossistema e a distâncias variáveis da borda.

O quarto argumento em favor das reservas grandes refere-se ao fato de que essas podem resistir melhor às alterações climáticas causadas pelo efeito estufa (SHAFER, 1990). Áreas grandes exibirão maior possibilidade de abrigar habitats apropriados em seu interior, para que a biota possa migrar e se adaptar às novas condições de temperatura e umidade.

Por fim, o último argumento leva em conta aspectos práticos da manutenção das reservas. Para alguns autores, as reservas grandes são mais viáveis economicamente por resultarem numa menor quantidade de recursos monetários necessários por unidade de área ao seu manejo (DIXON & SHERMAN, 1991; SHAFER, 1990).

Em contraposição, outros argumentos, ou então visões diversas do mesmo argumento, são utilizados para defender as reservas pequenas. Os primeiros autores que defenderam as reservas pequenas foram Simberloff & Abele (1976), os quais criticaram trabalhos precedentes que sugeriam que, a partir da Tebi, concluíam-se que um grupo de reservas menores era uma escolha pior que uma única reserva grande. Segundo os autores, no entanto, a própria teoria é ambígua neste aspecto. Segundo eles, a decisão entre reservas pequenas e grandes depende na verdade da inclinação da curva de espécie-área, além da proporção de espécies comuns às várias ilhas.

A segunda argumentação em favor das reservas pequenas está relacionada com o provável aumento das taxas de extinção. Argumenta-se que o aumento das taxas de extinção em áreas pequenas, o que justificaria a seleção de reservas grandes, não está provado de forma conclusiva. Embora tenham sido relatadas extinções em parques após a sua instituição, como aquelas descritas por Newmark (1985) para os parques americanos, não está claro se estas são devidas a extinções ou a práticas de manejo inadequadas no local (SHAFER, 1990). Além do mais, os estudos que procuraram avaliar o balanço nas taxas de extinção em penínsulas não encontraram relação causal entre a alteração nestas taxas e o tamanho de área, mas sim mudanças nestas taxas em relação à diversidade de habitats presentes (SIMBERLOFF & ABELE 1984).

A terceira argumentação em favor das reservas pequenas, e a principal, é que estas podem incluir uma maior variedade de habitats. Áreas completamente homogêneas não existem na realidade e, portanto, a criação de várias reservas pequenas pode resultar na conservação de maior número de habitats e, conseqüentemente, espécies. Na maioria dos ecossistemas, a

área está correlacionada à variedade de estruturas vegetacionais, e é por isso que o efeito da área no aumento do número de espécies tem sido observado. A causa do aumento do número de espécies, entretanto, parece estar relacionada diretamente à diversidade de habitats presentes e não à área. Assim sendo, existem casos em que muitas reservas podem representar melhor a variação de habitats presentes, razão central do aumento do número de espécies (LAHTI & RANTA, 1985). Mesmo nas sugestões de seleção propostas por Diamond (1975), este admitia que, se a região não fosse homogênea, ou fosse composta por um conjunto de espécies similares vicariantes,<sup>46</sup> um grupo de reservas poderia conter um maior número de espécies.

Como quarta argumentação em favor das reservas pequenas, há a qualidade das espécies que serão conservadas. Nem todas as espécies requerem as mesmas medidas conservacionistas (SIMBERLOFF & ABELE, 1976; SHAFER, 1990). Grandes áreas protegidas planejadas para manter mamíferos do topo da cadeia trófica podem não conseguir englobar toda a distribuição espacial de diferentes espécies de invertebrados, que poderiam ser mantidas melhor com a criação de muitas reservas pequenas. Assim sendo, mesmo não conservando espécies de grande porte, as áreas reduzidas seriam importantes para a conservação das espécies pequenas (SHAFER, 1995).

O quinto argumento em favor das reservas pequenas está baseado na possibilidade que estas têm de suportar as influências externas. Nesse aspecto, a importância da instituição de várias reservas pequenas reside no fato que, se ocorresse queimadas, doenças ou outras catástrofes capazes de destruir toda uma reserva, ainda assim restariam outras áreas protegidas em outros locais (JARVINEN, 1984). Como afirma Shafer (1995), é o princípio que entende que "it's not wise to have all your eggs in a basket", ou seja, que é melhor ter várias reservas pequenas, para que uma delas sobreviva, a ter apenas uma grande.

O último grupo de argumentos em favor das reservas pequenas baseia-se em aspectos práticos e econômicos. Embora a prática conservacionista tenha enfatizado a seleção de áreas com grande riqueza de espécies, pequenas reservas têm importância educativa, de pesquisa, como museus e locais que servem para a dispersão e a movimentação das espécies entre grandes reservas (*stepping stones*) (SHAFER, 1995). Além disso, fatores econômicos podem determinar que a melhor escolha seja aquela de áreas pequenas

46. Vicariante, diz-se de duas espécies que ocupam nichos semelhantes, mas isoladas geograficamente uma da outra. Implica a existência de relação filogenética entre as duas espécies.

(MARGULES et al., 1982). Como exemplo, Leader-Williams & Albon (1988) apontam que a concentração dos recursos de patrulhamento em áreas pequenas leva a resultados de conservação melhores que aqueles resultantes da dispersão dos recursos por áreas muito grandes. No Zimbábue, por exemplo, pequenas áreas protegidas conseguiram conservar melhor suas espécies, em virtude do maior patrulhamento, do que aquelas grandes. Ou seja, os autores argumentam que, para países pobres, onde o controle de ameaças como a caça, por exemplo, é muito difícil em virtude da ausência de recursos monetários, a melhor solução pode ser muitas vezes a criação de reservas pequenas.

Por fim, um último argumento prático é que em muitos locais não existe a opção de reservar áreas grandes. Alguns habitats são entidades definidas com áreas pequenas; assim, reservar locais grandes não faz sentido. Em outros, o processo de fragmentação já ocorreu e medidas conservacionistas poderão ser aplicadas apenas em áreas reduzidas (SHAFER, 1990). A existência de um grande número de reservas pequenas em locais onde as grandes não são possíveis é, portanto, valiosa (SHAFER, 1995).

O debate SLOSS durou muitos anos e consumiu muita energia intelectual sem que tenha chegado a uma resolução clara. Atualmente, está praticamente relegado a um interesse histórico (MEFFE & CARROLL, 1997), embora vez ou outra ainda apareçam publicações a respeito (SHAFER, 1995). A razão dessa ausência de solução está na complexidade inerente ao processo de seleção de reservas. Não existem regras simples e aplicáveis que possam ser generalizadas para qualquer lugar e situação. Reservas grandes e pequenas são importantes, e o balanço de decisão entre as duas opções depende de cada caso e do objetivo de conservação que se tem em mãos.

Mesmo assim, considerando todos os fatores iguais, reservas maiores conseguem abrigar um maior número de espécies, mantêm melhor as espécies com grande uso de área e possuem menores taxas de extinção que reservas pequenas (MEFFE & CARROLL, 1997). Ao mesmo tempo, para que um sistema de reservas possa ser representativo de toda a biota regional, é necessário adicionar reservas pequenas ao conjunto de áreas do sistema (MARGULES et al., 1994, SAETERSDAL et al., 1993). O número de espécies que as reservas compartilham está por trás da estratégia de necessidade de adição dessas reservas pequenas.

Embora poucas vezes isso seja citado, a estratégia ótima pode também estar associada ao tipo de ecossistema envolvido, ou seja, a melhor solução para florestas tropicais pode diferir daquela para as savanas. Além disso, a solução mais apropriada pode ser influenciada pela matriz ou ambiente circundante à reserva, dependendo, por exemplo, se esta é urbana ou agrícola.

Considerando isso, a melhor estratégia não é selecionar apenas reservas grandes nem reservas pequenas, mas sim um misto de tipos de reservas que procurem abarcar todas as considerações acima, o que, logicamente, é fácil de ser dito, mas muito difícil de ser praticado.

#### DETERMINAÇÃO DA FORMA IDEAL EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Forma representa o segundo aspecto relativo à configuração de reservas, além do tamanho. A primeira sugestão de um formato ideal a ser dado às reservas foi feita por Diamond (1975). Baseando-se num fenômeno percebido há muito tempo, o “efeito de península”, que se traduz na redução do número de espécies que ocorre em uma península quando nos aproximamos de sua extremidade, o autor propôs que as áreas protegidas deveriam ser preferencialmente circulares. Com esse formato, as distâncias internas de dispersão seriam minimizadas e, portanto, assim também as taxas de extinção.

Como apresentado anteriormente, a diminuição do perímetro das áreas protegidas obtido com esse formato também tem o efeito positivo de reduzir alguns efeitos adversos. O primeiro é o efeito de borda que, como discutido, é particularmente importante em áreas florestais. Em segundo lugar, ajuda a evitar ameaças que usualmente penetram através dos limites externos da reserva, como caçadores, queimadas e poluentes. Além disso, o aumento do perímetro tem também implicações econômicas em virtude dos maiores recursos que devem ser despendidos em patrulhamento e cercamento das reservas (WILLIS, 1984).

Existe, contudo, uma crítica a essa sugestão, que se refere à minimização das extinções que pode ser produzida no formato circular. Isso porque as variações no formato poderão produzir alterações não apenas nas taxas de extinção, mas também naquelas de imigração (GAME, 1980; SHAFER, 1990). Conseqüentemente, o formato ideal depende do balanço entre esses dois fatores. Como exemplo, para muitos organismos que são bons dispersores, a probabilidade de colonização é principalmente um reflexo das dimensões lineares da “ilha” ou área protegida, perpendiculares à direção do trajeto de dispersão (GAME, 1980). A principal razão disso é que reservas estreitas são, geralmente, mais “visíveis” a novos imigrantes, potenciais colonizadores (SHAFER, 1990). Dessa forma, um formato alongado pode aumentar as taxas de imigração, ao mesmo tempo que aumenta aquelas de extinção. Se as taxas de colonização conseguirem superar aquelas de extinção, então a configuração ideal não será aquela circular (GAME, 1980).

Na verdade, ninguém até hoje conseguiu provar que reservas circulares contêm maior número de espécies que as alongadas (SHAFER, 1990). Em virtude disso, atualmente acredita-se que, isoladamente, o fator formato da

reserva dificilmente deva ser considerado importante na seleção de reservas, especialmente nas de grande tamanho. No caso de reservas pequenas, contudo, perímetros externos muito grandes reduzirão a proporção de habitats centrais, favorecendo espécies características de borda, as quais, em geral, são as menos ameaçadas. Conseqüentemente, esse problema poderá ter um efeito importante quando as reservas forem pequenas (MARGULES et al., 1982). Além disso, o tipo de habitat em que está sendo instalada a reserva também influi na importância desse critério. Para ambientes onde as taxas de dispersão são muito altas, o formato pode não ser muito importante, enquanto para ambientes florestais pode ser um fator determinante.

#### DETERMINAÇÃO DO NÚMERO E LOCALIZAÇÃO DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Os primeiros trabalhos a respeito da seleção de reservas enfatizaram a escolha individual e independente de unidades e, portanto, aspectos de sua configuração como tamanho e forma. Em anos recentes, a discussão teórica tem focado o problema da combinação de um grupo de reservas que, conjuntamente, possam cumprir esse papel (PRESSEY et al., 1993).

Embora não se tenha dado ênfase a ela, a questão de “qual a cobertura de reservas necessária para conservar todas as espécies de uma região?” foi abordada de forma indireta já nos trabalhos de Preston (1962) e MacArthur & Wilson (1967). Como citado anteriormente, os últimos autores concluíram que um incremento da ordem de 10 vezes em uma área produziria como resultado um aumento de 1,86 vez no número total de espécies presentes. Conseqüentemente, a partir do mesmo raciocínio, uma cobertura de reservas que equivalesse a 10% da área original de um determinado habitat teria como resultado a manutenção de 50% das suas espécies.

Nos dias de hoje, acredita-se que a localização das reservas feita de forma eficaz depende não de “regras mágicas”, como as derivadas dos trabalhos de MacArthur & Wilson, mas de perspectivas regionais do problema de conservação. Essa mudança de visão foi decorrência da possibilidade de se darem abordagens regionais ao problema, difíceis de serem obtidas quinze ou vinte anos atrás. Agora, no entanto, com os sistemas de informação geográfica e as técnicas de avaliação de conservação, essas abordagens são, ao menos teoricamente, possíveis (PRESSEY, 1995).

Vários métodos foram desenvolvidos para auxiliar na escolha da localização das reservas, que diferem quanto às variáveis e à escala utilizadas, o tipo e os procedimentos. Quanto ao tipo, os métodos subdividem-se em de pontuação simples e de pontuação modificados (CABLE et al., 1989; GÜLEZ, 1992; RATCLIFFE, 1971; SMITH & THEBERGE, 1987; TANS,



1974),<sup>47</sup> análises iterativas (KIRKPATRICK, 1983; MARGULES et al., 1988; MARGULES et al., 1994; NICHOLLS & MARGULES, 1993; SAETERSDAL et al., 1993) e programação linear (SAETERSDAL et al., 1993). As variáveis utilizadas referem-se a conceitos de conservação utilizados, como diversidade, riqueza, espécies endêmicas, espécies raras e outros. Essas variáveis podem também ser distintas quanto à forma de quantificação, ou seja, por área, por valores médios ou então por valores máximos. Quanto à escala, esta pode mudar dependendo de diferentes procedimentos de mapeamento e, além disso, de graus variáveis de detalhamento dos dados.

### COMO PROCEDEM OS MÉTODOS

O primeiro passo para a escolha da localização de um sistema de reservas em uma região é a regionalização, ou seja, o mapeamento de um local a partir de certos atributos, os quais determinam as subdivisões da região em diferentes compartimentos. Para o mapeamento podem ser utilizadas duas técnicas. Mais comumente utilizam-se técnicas de interpretação de fotos e imagens aéreas, através da experiência e do senso comum. No entanto, essa forma subjetiva de interpretação não possibilita a quantificação da variabilidade que uma determinada região apresenta em relação aos seus atributos, em virtude de os dados utilizados serem apenas qualitativos. Métodos alternativos de mapeamento procuram ultrapassar esse problema, através da utilização de classificações numéricas, ou seja, quantificação de atributos, para o que contam com o auxílio de computadores (MARGULES et al., 1994).

Após a regionalização, o próximo passo é o estabelecimento do sistema de reservas (MARGULES et al., 1994). Para que essas reservas consigam preencher o papel crítico de conservação da biodiversidade existente, o sistema como um todo deverá ser tão representativo quanto possível, ou seja, deverá conter exemplos de tantos elementos de biodiversidade quanto possível. O alcance dessa representatividade depende da forma ou processo (método de seleção) como a biodiversidade é quantificada e também da forma como os dados disponíveis são utilizados na tomada de decisão (PRESSEY et al., 1993).

Existe discordância quanto à possibilidade de criar um método único que possa ser generalizado para a delimitação de um sistema de reservas em diferentes regiões. Para Smith & Theberge (1987), métodos únicos não podem existir, mas devem variar segundo o tipo de hábitat natural, o tamanho que as áreas devem ou podem ter e os atributos que se deseja preservar.

47. Para outros exemplos de métodos de pontuação, ver Kirkpatrick (1983).

Como exemplo, enquanto para a seleção de áreas pequenas a raridade e a fragilidade podem ser aspectos muito importantes, no caso de reservas grandes a representatividade e o estado de conservação terão esse papel (SMITH & THEBERGE, 1987). Portanto, dependendo do tamanho da área possível de ser criada, o conceito na base do método deveria ser alterado.

### UTILIZAÇÃO DE DIFERENTES CONCEITOS NA SELEÇÃO DE UM CONJUNTO DE RESERVAS

Na afirmação de May (1994), numa visão “democrática” extremista de conservação, todas as espécies deveriam ser consideradas como tendo o mesmo valor, já que cada uma representa um produto da evolução biológica. Ou seja, a partir dessa perspectiva, todas as espécies deveriam ter o mesmo peso no momento da tomada de decisão a respeito da seleção de reservas. Embora essa solução possa parecer a mais “justa”, ela é, em termos práticos, inviável. O conjunto de espécies não é nem ao menos conhecido em sua identidade, quanto mais nos seus requerimentos, para que a seleção de reservas possa ser feita dessa forma. Assim sendo, diversos conceitos ecológicos são utilizados para embasar a escolha das áreas a serem protegidas, os quais expressam diferentes valores de conservação. Barzetti (1993), por exemplo, aponta seis critérios nos quais pode ser baseada a seleção dessas áreas: 1) representatividade ou conservação de amostras representativas dos ecossistemas presentes em um país; 2) grau de intervenção ou degradação dos ecossistemas; 3) grau de endemismo na área protegida; 4) espécies em perigo de extinção; 5) integridade; 6) produtividade ou em que medida os processos produtivos que ocorrem na área mantêm os processos biofísicos importantes, os quais beneficiam as populações humanas e naturais.

A seguir, são apresentados dois dos conceitos mais importantes utilizados na seleção de um conjunto de áreas protegidas,<sup>48</sup> ou seja, diversidade e integridade biológica.

#### DIVERSIDADE<sup>49</sup>

A diversidade biológica é segundo Angermeier & Karr (1994) definida como a variedade e a variabilidade existentes entre organismos vivos e os

48. Esses dois conceitos, diversidade e integridade, são os mais utilizados e, em virtude disso, serão apresentados em detalhe. Além destes, os conceitos de espécies endêmicas e raras também podem ser utilizados.

49. Embora sejam conceitos diferentes, riqueza e diversidade de espécies são, muitas vezes, erroneamente utilizados como se fossem sinônimos e, em virtude disso, serão tratados

complexos ecológicos nos quais estes ocorrem, abrangendo diferentes ecossistemas, espécies, genes e suas abundâncias relativas. Dessa forma, os múltiplos níveis organizacionais são fundamentais a esse conceito. Distinguem-se, geralmente, três tipos de diversidade: alfa, beta e gama. Diversidade alfa ou local é o número de espécies contidas em pequenas áreas que possuem habitats praticamente uniformes. A diversidade gama ou regional é o número total de espécies presentes em todos os habitats de certa região. Por fim, a diversidade beta representa a troca (*turnover rate*) ou variação de espécies de um habitat a outro (isto é, diversidade gama = alfa x beta) (RICKLEFS, 1990).

Diferentes níveis de diversidade podem ser utilizados como critérios para a seleção de reservas (MARGULES & USHER, 1981). Muitas vezes, o conceito de diversidade biológica é erroneamente utilizado como sendo apenas a diversidade de espécies, sem incluir habitats ou a diversidade genética, por exemplo. Nessa forma, o objetivo de alcançar a máxima diversidade de espécies na seleção de áreas protegidas tem estado presente em quase todas as publicações em biologia da conservação (SAETERSDAL et al., 1993), especialmente a partir do momento que as taxas de extinção passaram a aumentar dramaticamente (ANGERMEIER & KARR, 1994). Margules & Usher (1981), por exemplo, encontraram que esse critério foi o mais amplamente utilizado, a partir da análise de nove estudos relacionados à delimitação de áreas protegidas.

A escolha de reservas a partir da diversidade (ou riqueza) de espécies depende de sua quantificação para que locais diferentes possam ser comparados. Entretanto, a tarefa não é fácil. O principal problema da identificação de reservas a partir desse conceito é que ainda não temos conhecimento suficiente sobre a biodiversidade dos locais e, provavelmente, nunca conseguiremos sua enumeração completa. Além disso, mesmo que a identificação total fosse possível, faltaria tempo para que o conhecimento pudesse ser aplicado a tempo de conter a extinção massiva de espécies (MARGULES et al., 1994). Como afirmam Williams & Gaston (1994), a biodiversidade não é apenas difícil de definir, mas também de identificar e quantificar.

A melhoria do custo-benefício dos métodos de quantificação de diversidade é cada vez mais importante, já que grandes proporções dos orçamentos de conservação são gastos atualmente nesses levantamentos. Em virtude disso, vários métodos são utilizados para tentar incrementar a

conjuntamente neste trabalho. A riqueza de espécies é o número de espécies presentes em determinado local. Em contraste, a diversidade leva em conta a riqueza, assim como a distribuição relativa de indivíduos entre as espécies (BEGON et al., 1990).

sua eficiência, como a utilização de variáveis ambientais e espécies ou grupos taxonômicos indicadores (WILLIAMS & GASTON, 1994).

Alguns autores têm sugerido a utilização de variáveis abióticas, como temperatura, evapotranspiração ou precipitação, em virtude da maior facilidade de medição destas em relação à quantificação da diversidade (BELBIN, 1993). Para isso, baseiam-se no pressuposto de que a diversidade biológica é reflexo dessas características do ambiente. Essa relação entre variáveis abióticas e a diversidade tem sido objeto de muitas investigações por parte dos ecólogos. Infelizmente, entretanto, na maior parte dos casos, as relações têm-se mostrado não-lineares, ou então restritas a ambientes específicos (WILLIAMS & GASTON, 1994).<sup>50</sup>

A segunda tentativa de aumentar a eficiência nos levantamentos de diversidade tem sido a quantificação de espécies em determinados grupos taxonômicos indicadores, ao invés da quantificação total. Esses grupos são escolhidos pela presença de certas características, como grande conhecimento, facilidade de identificação e outras peculiaridades, que indicam os diferentes padrões de distribuição das espécies (WILLIAMS & GASTON, 1994). Aves e borboletas são os dois grupos mais amplamente utilizados com esse propósito.

Além da identificação em nível de espécie, uma variação também sugerida desse método é a utilização de *taxa* mais elevados, ou seja, níveis menos detalhados que aquele de espécie como o de família. Como pressuposto, assume-se a existência de uma relação entre a diversidade nas diversas escalas de classificação taxonômica. A utilização desses níveis mais elevados seria vantajosa, pois poderia aumentar a eficiência do método em virtude da maior rapidez e menor dificuldade de identificação e, portanto, a possibilidade de ampliar as amostras. Todavia, nem sempre a diversidade entre níveis taxonômicos (família e espécie, por exemplo) está relacionada, o que dificulta a utilização desses métodos quando o objetivo é conservar a diversidade em nível de espécies (WILLIAMS & GASTON, 1994).

Independentemente do nível, os métodos que utilizam indicadores são mais fáceis e rápidos do que a quantificação total da diversidade. Porém, existe um problema associado à utilização desses métodos que avaliam apenas uma parte da diversidade total: as áreas de grande riqueza de espécies nem sempre são coincidentes entre grupos taxonômicos diferentes (aves e anfíbios, por exemplo) (PRESSEY et al., 1993; WILLIAMS & GASTON, 1994). De mais a mais, outras críticas são feitas à utilização da diversidade como representativa do sucesso de conservação, desta vez, entretanto, quanto

50. Um dos melhores candidatos a indicador é a evapotranspiração que, entretanto, não pode ser utilizada em ambientes marinhos e aquáticos (WILLIAMS & GASTON, 1994).

à própria validade dessa variável e não à eficiência dos métodos de quantificação (BURKEY, 1989). Para Margules et al. (1994), o importante para a conservação é que o “conjunto” de reservas abranja o total da diversidade existente. Dessa forma, não é obrigatório que as áreas escolhidas sejam aquelas que, individualmente, apresentam a maior riqueza de espécies. Locais que, embora pobres em espécies, contenham algum elemento não representado em outras áreas têm grande valor para a conservação. Aqueles autores basearam suas conclusões em um estudo no qual obtiveram como resultado que o sistema de reservas mais representativo, dentro de um conjunto daqueles possíveis, continha áreas com número baixo de espécies. De acordo com eles, a seleção das áreas a partir de critérios de riqueza de espécies não levaria a aumentar a probabilidade de amostrar toda a diversidade biológica regional.

Em segundo lugar, vários autores criticam a diversidade sendo considerada como apenas um número, sem levar em conta a identidade das espécies, o que poder trazer como consequência a perda de várias delas. Para Burkey (1989), a questão não é apenas conseguir contar o número de espécies, mas também atribuir um valor relativo a elas. Assim sendo, a escolha de locais para instituir reservas não deve se basear apenas nos que contêm o maior número de espécies mas, principalmente, nos que contêm espécies que seriam extintas caso a reserva não fosse estabelecida. Dessa forma, seriam utilizadas como indicadoras as espécies que têm maiores probabilidades de extinção, o que, como visto anteriormente, não é totalmente conhecido.

Finalmente, considerar que apenas os locais que possuem maior diversidade sejam conservados, desconsiderando outros com menor diversidade mas com espécies presentes apenas nesse local, pode resultar na extinção de diversas espécies e/ou na duplicação de várias reservas com as mesmas espécies. Espécies endêmicas,<sup>51</sup> presentes em locais com diversidade baixa, seriam as maiores prejudicadas. O que importa, portanto, é que a diversidade do conjunto total de reservas estabelecido seja maximizada e não apenas a diversidade dos locais considerados independentemente.

### INTEGRIDADE BIOLÓGICA

Críticas à validade da utilização do critério de diversidade, em qualquer de seus níveis, como meta de conservação, levaram à formulação do conceito de “integridade biológica”. A integridade é definida como a capacidade que determinado ambiente tem de suportar e manter uma comunidade de

51. Distribuição geográfica restrita.

organismos (balanceada, integrada e adaptativa), que tem composição, diversidade de espécies e organização funcional comparáveis àquela de ambientes naturais de uma dada região (ANGERMEIER & KARR, 1994). Ou seja, a integridade procura definir quais são os atributos de habitats “naturais”, ou que não sofreram interferências humanas, para poder comparar um local específico a eles.

Esse conceito foi primeiramente formulado para classificar as condições de sistemas aquáticos. Em relação a isso, Karr (1981) desenvolveu um índice para calcular a integridade biológica (IIB) desses sistemas, que incluía como atributos: a riqueza de espécies de peixes e de alguns *taxa* indicadores sensíveis à poluição; a abundância relativa de espécies e de guildas; e, por fim, a incidência de hibridização, doenças ou anomalias como lesões e tumores. É, portanto, fácil perceber que, a partir desse conceito, a avaliação de diferentes locais é mais abrangente, utilizando índices múltiplos que incluem informações a respeito de indivíduos, populações e comunidades, assim como dos processos ecológicos inerentes ao sistema (por exemplo, predação, taxas de reprodução etc.) (ANGERMEIER & KARR, 1994).

Embora o conceito tenha, inicialmente, sido formulado para ambientes aquáticos, ele pode ser utilizado para ambientes terrestres, com algumas modificações. Da mesma forma, índices como o proposto por Angermeier & Karr (1994) podem ser elaborados e utilizados na comparação de locais onde podem ser criadas as reservas. Na elaboração desse índice, o ponto crítico é determinar como se avalia a integridade de determinado ambiente, para o que é necessário estar familiarizado tanto com os seus elementos e os seus processos ecológicos, quanto com as influências que as ações humanas exercem sobre eles.

Contudo, isso não é fácil. A generalização da ação humana em quase todos os locais faz com que, muitas vezes, seja difícil reconhecer qual é o estado natural ou íntegro de um determinado ambiente (ANGERMEIER & KARR, 1994). É essa uma das principais razões da utilização generalizada apenas das características dos elementos de determinado ambiente, como por exemplo a diversidade, ao invés de também incorporar os processos ecológicos envolvidos. A comparação entre elementos tem sido, na maior parte das vezes, a única forma possível de avaliação para aquele grande número de ambientes em que os processos ecológicos não são conhecidos.

### QUAL O MELHOR CONCEITO?

Poucos são os estudos que procuram comparar a eficiência que resulta da utilização de diferentes conceitos ou métodos na seleção de um sistema de reservas. Saetersdal et al. (1993) são autores de um desses raros trabalhos

que tentaram esclarecer o problema, a partir da comparação em simulações das diferentes representatividades de sistema de reservas alternativos, escolhidos de maneiras diferentes. Ou seja, essas maneiras significam dizer que as simulações eram feitas com a inclusão de três métodos diferentes, três objetivos de conservação diferentes – espécies endêmicas, espécies raras e riqueza de espécies – e, por fim, dois grupos taxonômicos indicadores – espécies vegetais arbóreas e aves.

Os resultados obtidos variaram tanto em relação ao método utilizado, quanto ao conceito e grupo taxonômico envolvido. A utilização do método que selecionou reservas a partir das *espécies endêmicas* teve como resultado o alcance rápido de um resultado de representatividade satisfatório, mesmo para as espécies não-endêmicas. A partir de um certo ponto, no entanto, a possibilidade de representar ao menos uma vez cada espécie teve de ser satisfeita com a adição de um grande número de áreas. Nessa forma, portanto, torna-se gradativamente mais custoso reservar as últimas espécies que não foram amostradas no conjunto de reservas inicial.

A utilização do conceito de *espécies raras* demonstrou que não é possível reservar todas as espécies com poucas áreas de grande tamanho. Para que isso seja possível, um grande número de reservas pequenas deve ser incluído no conjunto, resultado que difere entre os grupos taxonômicos. A utilização de aves como indicadores, por exemplo, tem como resultado a necessidade de uma superfície a ser protegida menor que quando a análise foi feita a partir de espécies vegetais arbóreas.

O método que objetivava *maximizar o número de espécies protegidas* (riqueza de espécies) alcançou resultados ligeiramente diferentes daquele obtido para as espécies endêmicas. No conjunto total de reservas escolhidas, a diversidade por área obtida foi maior que a resultante do método de seleção através de espécies endêmicas, embora o número de espécies por área reservada seja menor. Nesse método, o resultado para maximizar o número de espécies de aves aproximou-se muito do resultado para maximizar o número de espécies arbóreas.

O último método utilizado procurou escolher o menor número de reservas capaz de conservar todas as espécies. Nesse caso, o conjunto de reservas escolhidas para as aves diferiu daquele para as espécies vegetais arbóreas.

Essas simulações são importantes para entender quais resultados são alcançados a partir da utilização de diversos conceitos e procedimentos. O trabalho mostrou que existem diferenças nos resultados em relação aos procedimentos de seleção, ou seja, métodos que utilizam o número mínimo de reservas capaz de incluir todas as espécies, os que procuram maximizar o número de espécies num número fixo de reservas e os que procuram maximizar o número de espécies em certo conceito (raras, endêmicas etc.).

Da mesma forma, existem variações quanto ao conceito utilizado na seleção e ao grupo taxonômico indicador.

Contudo, a grande escassez de trabalhos comparativos como esse impede a transposição dos resultados para outros ambientes e outros grupos taxonômicos. Além disso, o trabalho de Saetersdal et al. (1993) não leva em conta a área mínima necessária à conservação dos diferentes grupos e, portanto, o mais eficiente conjunto de reservas escolhido poderia não ser capaz de manter as espécies a longo prazo. Mesmo assim, essas simulações são de extrema importância para entender melhor as conseqüências devidas à utilização de diferentes métodos, conceitos e grupos indicadores.

#### UTILIZAÇÃO DE DIFERENTES ESCALAS

Além dos conceitos, métodos e grupos taxonômicos, o quarto fator que influencia os resultados obtidos na seleção de um conjunto de reservas é a escala de detalhamento e a forma de mapeamento dos diferentes atributos que é utilizada (PRESSEY et al., 1993). Esse fato foi ilustrado em dois trabalhos de simulação realizados por Pressey & Logan (1994; 1995), os quais encontraram que são produzidos resultados diversos quanto à representatividade do sistema de reservas quando são utilizadas diferentes formas de produção de mapas, diferentes graus de detalhamento e também diferentes medidas de representatividade.

A partir dos resultados obtidos nos trabalhos, esses autores fizeram algumas sugestões. Em primeiro lugar, que o método de mapeamento mais indicado é aquele por polígonos, ou seja, a espacialização genérica dos polígonos que representam cada um dos diversos tipos de classificação do terreno, com os polígonos menores absorvidos em outros maiores. Isso porque, nesse método, não há influência do grau de detalhamento da escala na representatividade do sistema de reservas, ao menos para escalas menores que a de 1 para 5 milhões. Como a maioria das classificações é feita em escalas mais “finas” que essa, esse problema da influência da escala não existe com esse método.

A segunda sugestão é que sejam utilizadas escalas com maior detalhamento (“finas”), pois para todas as escalas e com todos os objetivos de conservação que foram comparados, as escalas com esta característica foram mais eficientes na representação das classes de terreno (PRESSEY & LOGAN, 1994). Métodos que utilizam escalas pouco detalhadas estarão, muito provavelmente, “super-representando” algumas características e serão menos eficientes em alcançar o mesmo objetivo que os que utilizam de escalas mais detalhadas (PRESSEY et al., 1993).

Por fim, os autores sugerem que seja avaliado qual critério é o mais importante para cada elemento que está sendo utilizado, ou seja, a inclusão

de certa porcentagem mínima do elemento ou então somente a sua inclusão. Isso porque as simulações demonstraram haver variação nos resultados produzidos pelas diferentes escalas, dependendo da regra utilizada para determinar a representatividade ou não do elemento (PRESSEY & LOGAN, 1995).

### MÉTODOS DE PONTUAÇÃO

Os primeiros métodos sistemáticos que surgiram para a seleção de reservas foram os de pontuação e, até o final dos anos 80, eram os mais amplamente utilizados (PRESSEY & NICHOLLS, 1989), sendo inclusive sugeridos em alguns manuais de planejamento de sistemas de reservas (MOORE & ORZÁBAL, 1988).<sup>52</sup>

Os métodos de pontuação baseiam-se na criação de uma listagem com ordem de prioridade das áreas que têm maior importância para a conservação e, portanto, devem ser reservadas. A ordenação das áreas é baseada na avaliação por pontos, feita a partir de diversos critérios ou conceitos diferentes de valor para a conservação, como diversidade, raridade, tamanho e estado de conservação (PRESSEY & NICHOLLS, 1989).

52. Esses métodos foram sugeridos no *Manual de planificación de sistemas nacionales de áreas silvestres protegidas en America Latina* (MOORE & ORZÁBAL, 1988), produzido pela Oficina Regional da FAO da América Latina para subsidiar os países da região no estabelecimento de seus sistemas de reservas.

#### QUADRO 4 – Exemplo de método de pontuação para a seleção de áreas protegidas

Para melhor entendimento do método de pontuação, é apresentado como exemplo um resumo daquele utilizado por Tans (1974). Esse método está entre aqueles mais simples que existem, existindo diferentes graus de complexidade e muitas variações nos tipos.

Nesse método vários atributos biológicos, físicos e humanos foram considerados na seleção das áreas protegidas. Nos parâmetros biológicos incluiu-se, por exemplo, a qualidade da área, ou seja, características como a diversidade de espécies animais e vegetais, a estrutura da comunidade e sua integridade, a extensão da interferência humana na área e, por fim, o grau em que a área podia ser considerada "selvagem". Nos parâmetros físicos foram considerados o tamanho da área e a presença de zona tampão. Finalmente, nos parâmetros humanos, incluíram-se características como o valor de uso para atividades recreativas e de turismo, além do grau de ameaça e a disponibilidade da área para a sua aquisição.

Para cada um dos atributos, subdivididos por grupos, foi elaborado um sistema de pontuação diferente. Por exemplo, em relação ao grau de ameaça, o sistema de pontuação consiste em avaliar, num conjunto de áreas, como elas se encaixam na classificação a seguir:

- 10 pontos – a ameaça é iminente; as características principais da área estão sendo destruídas;
- 8 pontos – a ameaça é iminente para parte das principais características do local;
- 6 pontos – a ameaça é moderada, mas transformações deverão ocorrer no futuro;
- 4 pontos – há distúrbios atingindo a área.;
- 2 pontos – a ameaça é pequena e a destruição improvável.

*Deve-se lembrar que a pontuação nos diferentes atributos não constitui uma medida per se da área avaliada, mas apenas uma medida para a classificação desse local em comparação a outros.*

Fonte: Elaborado a partir de Tans (1974).

No Quadro 4 apresenta-se um exemplo de método de pontuação para facilitar o entendimento.

Ratcliffe (1971) foi um dos primeiros a sugerir a utilização de um sistema de pontuação que fosse capaz de comparar diversos locais para a implantação de reservas. Depois disso, Tans (1974) propôs um método desse tipo, descrito anteriormente, que incorporava na pontuação aspectos biológicos, físicos, de beleza natural e de disponibilidade para a conservação. Em seu método, o autor sugeria que os procedimentos não deveriam incorporar um número muito grande de atributos a serem avaliados (receberem pontuação), para que as qualidades muito significativas ou importantes de certos locais não fossem mascaradas na contagem final dos pontos. Outra característica de seu método é que a somatória geral dos pontos deveria ser feita através de fatores multiplicativos, já que não fazia sentido

“somar” as pontuações atribuídas a critérios tão diferentes, como por exemplo aspectos físicos e disponibilidade para a aquisição. Esse fator multiplicativo significa atribuir um valor máximo diferenciado para cada um dos atributos (ponderação), dependendo de sua importância em relação aos objetivos predeterminados de conservação.<sup>53</sup>

Embora os métodos de pontuação a partir de “multicritérios” sejam os mais freqüentemente utilizados, Smith & Theberge (1987) criticaram a integração que é feita desses vários critérios para chegar à decisão final. A primeira crítica refere-se à adição geral de pontos num único número, que será utilizado para comparar as áreas, mesmo quando esses valores são ponderados. Nessa forma, algumas vezes a área que obtém a maior pontuação não é muito valiosa em nenhum dos critérios avaliados. Como alternativa para evitar que essas características incomuns sejam escondidas, alguns métodos sugerem que a comparação seja feita a partir da melhor colocação que as áreas obtiveram em cada critério.

A segunda crítica refere-se ao fato de que inovações nos métodos para integrar critérios múltiplos surgidas em outras áreas do conhecimento não foram utilizadas nos processos de seleção de reservas por pontuação. Por fim, a última crítica indica que, embora a utilização dos métodos tenha como objetivo facilitar a escolha, essa simplificação excessiva pode negar a existência de inter-relações entre os diversos objetos e, assim sendo, a própria existência de ecossistemas.

Além dessas críticas feitas por Smith & Theberge (1987) ao método em si, outras foram feitas quanto às diferentes formas como este é empregado.

A primeira consideração desses autores refere-se aos diferentes tipos de escalas e à abordagem qualitativa ou quantitativa utilizada. Os métodos de pontuação podem empregar abordagens qualitativas ou quantitativas em escalas de medida nominais, ordinais, intervalos ou índices. Essa contagem pode ser simplesmente a medição de alguma variável ambiental ou, de outra forma, basear-se em decisões subjetivas. Várias dificuldades estão associadas à utilização de cada um desses tipos de pontuação.

A utilização de escalas quantitativas encerra diversos problemas. Em primeiro lugar, a comparação de algumas variáveis ambientais quantitativas é, muitas vezes, difícil. Como exemplo, os valores associados de parâmetros da água em um pântano podem variar na mesma proporção no interior de um mesmo local ou entre locais diferentes, tornando, portanto, esses valores irrelevantes. No caso das variáveis que dependem de julgamento humano, os valores atribuídos serão influenciados pela preferência de diversos subgrupos e, portanto, a comparação dos resultados é também difícil.

53. Disponibilidade e riqueza de espécies, por exemplo, recebem valores máximos diferentes.

A utilização de escalas ordinais, como ocorre em vários métodos (TANS, 1974, por exemplo), pode incorrer em erros, já que categorias ordinais não podem ser somadas. Outro problema é que essas pontuações atribuídas a diferentes níveis de critérios têm pouca relação com a teoria ecológica e a sua prática.

Quanto às variáveis qualitativas, presentes de alguma forma em quase todos os métodos, dependem, usualmente, do julgamento subjetivo de um atributo por profissionais. A interpretação individual nesses casos pode levar a diferenças consideráveis na avaliação dos locais (SMITH & THEBERGE, 1987).

Os métodos por pontuação utilizam diversos tipos de variáveis biológicas, como diversidade, raridade, representatividade e tamanho. Essas variáveis podem resultar em maneiras alternativas de ordenação, como por exemplo através dos valores médios, ou então dos valores máximos nos atributos mais importantes. Como já discutido anteriormente, a utilização de cada uma dessas variáveis alternativas resulta em eficiências diferentes quanto ao grau em que a diversidade biológica consegue ser representada no sistema de reservas resultantes, com o menor número de áreas protegidas reservadas.

Especificamente para os métodos de pontuação, Pressey & Nicholls (1989) obtiveram, com a aplicação de diferentes variáveis a um mesmo conjunto de dados, que nesses métodos as variáveis mais eficientes são a raridade máxima medida por unidade de área, a raridade máxima medida em freqüência e a representatividade máxima. A primeira, raridade máxima em área, é calculada a partir da relação entre a área total do local e a área ocupada por cada atributo (por exemplo, tipo de classe de terreno), sendo a ordenação dos locais feita segundo o atributo mais raro presente. Raridade máxima em freqüência é calculada a partir da relação entre o número total de locais e o número de locais ocupados por cada atributo, sendo os locais ordenados segundo o seu atributo mais raro. Quanto à representatividade, refere-se à proporção da extensão total de um atributo que ocorre dentro de uma área, sendo os locais que recebem pontuação máxima aqueles que contêm a área total do atributo. A pontuação dos locais segundo os mesmos três métodos, porém ordenados segundo a média total dos atributos, demonstrou reduzir a eficiência.

Nos métodos de pontuação, geralmente, a decisão de escolha das áreas é tomada a partir da somatória dos atributos. Em virtude das críticas à eficácia dessa forma de decisão, algumas técnicas de decisão de multiobjetivos e multicritérios, com potencial para aplicação nessas situações complexas e conflituosas, têm sido sugeridas para auxiliar no processo de tomada de decisão por especialistas ou cientistas (GÜLEZ, 1992). Dentre essas técnicas estão a Delphi (GÜLEZ, 1992; SMITH &

THEBERGE, 1987) e o processo analítico hierárquico (*Analytical Hierarchy Process*) (GÜLEZ, 1992).<sup>54</sup>

Os métodos de pontuação foram muito criticados a partir dos anos 80 (KIRKPATRICK, 1983; SMITH & THEBERGE, 1987; PRESSEY & NICHOLLS, 1989), embora continuem a ser sugeridos e utilizados por alguns autores (GÜLEZ, 1992). A principal crítica refere-se à ausência nesses métodos do papel que a complementaridade das diferentes reservas tem para o cumprimento do objetivo de conservação. A abordagem por pontuação geralmente não leva em conta a presença, no conjunto de reservas escolhidas, de determinados atributos específicos. Dessa forma, em qualquer conjunto formado pelos locais com mais alta pontuação, alguns dos atributos poderão estar ausentes e outros replicados muitas vezes. Isso porque o método não garante que a segunda ou terceira área em ordem de prioridade não esteja duplicando espécies ou outros atributos já protegidos (KIRKPATRICK, 1983; PRESSEY & NICHOLLS, 1989; SAETERSDAL et al., 1993). Conseqüentemente, esses métodos têm baixa eficiência para a seleção de sistemas de reservas, pois o grau em que os locais se complementam é baixo (PRESSEY & NICHOLLS, 1989). Nas palavras de Pressey et al. (1993), ao negligenciarem essa complementaridade entre os locais, podem ser tão ineficientes para a seleção de reservas quanto a seleção oportunista (*ad hoc*).

### MÉTODOS "ITERATIVOS"

A falta de complementaridade na escolha de um conjunto de reservas pelo método de pontuação acabou resultando na elaboração dos métodos iterativos que, diferentemente dos métodos de pontuação, seguem por passos. Em cada passo, algoritmos<sup>55</sup> são utilizados para escolher, dentre as áreas possíveis de serem reservadas, aquela que é mais importante em um certo atributo ou no conjunto deles (MARGULES et al., 1994). Contrariamente aos métodos de pontuação, naqueles iterativos a seleção da primeira área influirá na escolha de uma segunda, pois levará em consideração as espécies,

54. O método Delphi procura, a partir da avaliação mesmo que subjetiva de diversos especialistas, chegar a uma decisão coletiva (consenso) em um assunto particular (SMITH & THEBERGE, 1987; GÜLEZ, 1992; PIVELLO & NORTON, 1996). Este é um meio de estruturar o processo de comunicação em um grupo, de forma que permitia que várias pessoas possam lidar conjuntamente com um problema complexo. Por esse método, um consenso de opiniões é atingido através do trabalho individual dos participantes sem que estes se encontrem face a face. A crítica à utilização desse meio é que ele não obtém um resultado preciso, mas apenas dá uma idéia a respeito da possibilidade de uma área tornar-se um parque nacional (GÜLEZ, 1992).

55. Regras explícitas para a decisão.

os habitats e outros atributos que já foram conservados pela primeira (KIRKPATRICK, 1983; SAETERSDAL et al., 1993). A principal diferença entre os dois tipos de métodos é, portanto, a existência do papel de complementaridade nos métodos iterativos.

O Quadro 5 apresenta um exemplo de método iterativo para maior entendimento.

Kirkpatrick (1983) foi o primeiro a propor um desses métodos para a seleção de reservas na Tasmânia. Posteriormente, Margules et al. (1988) elaboraram outro método do mesmo tipo para a escolha de UCs em áreas úmidas. Nesse caso os algoritmos utilizados objetivavam selecionar o menor número de áreas que, conjuntamente, fossem representativas dos *taxa* locais. Para isso, foi proposto um algoritmo simples que procurava identificar o menor conjunto de locais em uma região que contivesse a máxima diversidade biológica. Depois dele, outros métodos do mesmo tipo foram propostos, entre outros Belbin (1993) e Nicholls & Margules (1993).

Embora sejam mais eficientes, os métodos iterativos também são criticados em diversos aspectos. Em primeiro lugar, eles podem replicar os atributos em diversas reservas mais vezes do que o necessário. Para procurar minimizar esse problema, podem ser incluídas regras que determinem a adição consecutiva de locais que contenham atributos ainda não representados anteriormente (PRESSEY & NICHOLLS, 1989).

A segunda crítica relaciona-se à adequação dos dados ecológicos que são utilizados. Para que sejam eficientes, esses métodos devem garantir que determinado atributo ou um conjunto deles tenha sido amostrado em determinado local. Assim, necessitam utilizar dados da distribuição das espécies que sejam completos e não dados obtidos apenas a partir de levantamentos pontuais ("fotografias instantâneas"). Inevitavelmente, esses dados são sempre incompletos para determinada região (NICHOLLS & MARGULES, 1993), em virtude dos altos custos e à dificuldade de obtenção desse tipo de informação. Por isso, alguns autores têm sugerido que uma possível solução para o problema é a utilização alternativa de variáveis ambientais, como temperatura, evapotranspiração etc. (BELBIN, 1993). Entretanto, como já foi dito anteriormente, embora existam algumas teorias a respeito da relação entre variáveis ambientais e a distribuição de espécies, pouco existe de dados experimentais (NICHOLLS & MARGULES, 1993). Por outro lado, esse problema de amostragem em sistemas ecológicos está presente em todos os métodos de seleção e não apenas nos iterativos e, portanto, a crítica é, na verdade, à utilização de qualquer método.

**QUADRO 5 – Exemplo de método iterativo para a seleção de áreas protegidas**

O método iterativo elaborado por Margules et al. (1994) é aqui resumidamente apresentado como exemplo para facilitar o entendimento.

O método tinha como objetivo identificar um subconjunto de locais que representassem a diversidade de espécies, comunidades e ambientes de uma dada região, mesmo que os locais tomados individualmente não apresentassem atributos excepcionais.

Antes da aplicação do algoritmo para escolha das reservas, foi feito o processo de regionalização, ou seja, foram gerados dados em relação aos padrões de distribuição de 31 tipos de comunidades florestais e 26 tipos de ambientes. Esse “mapa” da região foi quadriculado em células do mesmo tamanho, cada uma das quais foi identificada quanto a seus atributos, ou seja, a proporção em que cada uma delas é ocupada por cada um dos tipos de comunidade e de ambientes.

A pergunta ou o objetivo de conservação consistia em identificar o menor grupo de células, o qual conjuntamente representasse ao menos 10% dos tipos de ambientes e 10% das comunidades florestais.

O algoritmo programado para a seleção das reservas tinha 10 passos detalhados a seguir, iniciando pela seleção a partir dos tipos de ambiente presentes (Margules et al., 1994: 336-7):

Passo 1 – Este passo é opcional e deve ser usado quando for necessário incluir células que contenham, por exemplo, reservas já delimitadas.

Passo 2 – Escolher as células que contenham ocorrências únicas de ambientes.

Passo 3 – Procurar o próximo ambiente em grau de raridade e escolher a célula que, quando adicionada àquelas já selecionadas, representará o maior número de outros tipos de ambientes no nível de 10% de representação ou acima.

Passo 4 – Se ainda houver escolha, selecionar a célula mais próxima a alguma já selecionada.

Passo 5 – Se ainda houver escolha, escolher a célula que também contribuir com o maior número de tipos de ambientes ainda não representados no nível de 10%.

Passo 6 – Se ainda houver escolha, selecionar a célula que possibilitará que seja amostrado no nível de 10% o mais raro grupo de ambientes ainda subrepresentado (menos de 10%).

Passo 7 – Se ainda houver escolha, selecionar a célula que mais contribuirá para alcançar o nível de 10% de representação do mais raro grupo de ambientes subrepresentado.

Passo 8 – Se ainda houver escolha, selecionar a célula que tanto: a) contenha a menor porcentagem de área necessária para alcançar o nível de 10% de representação, ou b) contribua com a maior porcentagem de área daquele ambiente, quando nenhuma célula for capaz de alcançar o nível de 10% de representação. Se o passo b for utilizado, o algoritmo deverá voltar ao 3 para que o próximo passo seja utilizado apenas em última instância.

Passo 9 – Se ainda houver escolha, selecionar o primeiro da lista.

Os passos são seguidos até que ao menos 10% dos ambientes e comunidades estejam representados.

Fonte: Elaborado a partir de Margules et al. (1994).

Em terceiro lugar, critica-se nos métodos iterativos a existência de dependência quanto à ordem em que estão listados os locais passíveis de escolha, já nos primeiros quatro ou cinco passos da seleção. Isso porque, usualmente, os algoritmos utilizados incluem regras como “se ainda houver uma escolha, o primeiro da lista deve ser selecionado” (“if there is still a choice, the first in the list is chosen”). Para minimizar essa dependência da ordenação, tem-se sugerido a inclusão de um grande número de passos nos procedimentos de seleção (NICHOLLS & MARGULES, 1993).

A última crítica é que a aplicação dos métodos iterativos pode resultar em uma distribuição de reservas dispersas na região e com áreas individuais muito pequenas para poder preservar as espécies. Para procurar solucionar essa última questão, foi desenvolvido um método que incorpora uma regra para a seleção de locais que estejam mais próximos geograficamente (NICHOLLS & MARGULES, 1993).

Apesar das críticas, os procedimentos iterativos são atualmente considerados melhores que os de pontuação já que, em virtude da maior eficiência obtida a partir da utilização da complementaridade entre os locais, conseguem atingir de maneira melhor os objetivos de conservação (PRESSEY & NICHOLLS, 1989). Como afirmam Nicholls & Margules (1993: 168), “embora a utilização de modelos heurísticos baseados em algoritmos não cheguem necessariamente à solução ótima, eles têm a vantagem de serem explícitos, eficientes e flexíveis”.

### → ISOLAMENTO E BARREIRAS

Uma das principais características resultantes das alterações na paisagem pelo homem é o crescente isolamento dos habitats naturais, ocasionado por construções lineares como estradas, canais, linhas-de-força, trilhos e uso do solo para atividades agrícolas, industriais e urbanas (MADER, 1984). Essas atividades humanas são problemáticas pois podem funcionar como barreiras ao deslocamento e à dispersão para as populações animais e vegetais presentes nos remanescentes naturais.

A construção de estradas pode causar a subdivisão em compartimentos menores de, pelo menos, uma parte das espécies presentes, diferença de comportamento que é resultado de vários fatores. Algumas espécies de insetos, aves e morcegos, acostumadas a atravessar ambientes inóspitos e com equipamento necessário para tal, podem não encontrar problemas na transposição de estradas. Já outros grupos, como pequenos mamíferos terrestres, anfíbios e répteis, podem ter seu deslocamento impedido ou reduzido (MADER, 1984). O trânsito desses animais pode ser inibido em virtude de quebra nas condições microclimáticas locais; incremento nas perturbações, como barulho, emissões, poeira, iluminação à noite e aumento



da salinidade do solo; descontinuidades do terreno; composição de espécies nas bordas das estradas diferente da matriz original e perigo imediato do tráfico para animais que cruzem a estrada. Além disso, alguns autores indicam que as estradas também representam barreiras psicológicas para a transposição da fauna (SHAFFER, 1990). Algumas aves, mesmo possuindo mobilidade para transpor estradas, relutarão em atravessar pequenas distâncias de terreno inóspito e desconhecido.

As culturas agrícolas têm o mesmo efeito de isolamento, por impedirem a transposição de animais para os quais essas culturas sejam ambientes inóspitos. Além disso, pelas alterações das condições climáticas, dificultam a dispersão de sementes de plantas, podendo impedir a reprodução sexuada entre as subpopulações de plantas que estejam interpostas pelas culturas.

Em virtude desses problemas, a seleção de reserva deve evitar incorporar áreas que funcionem como barreiras à movimentação ou à dispersão da biota, tanto animal como vegetal, como estradas e outras formas de alteração humana no meio natural.

#### PRINCÍPIO DA MENOR DISTÂNCIA ENTRE RESERVAS

A localização espacial de um conjunto de reservas tem uma dimensão relacionada à distância entre elas. O primeiro a tratar do problema foi Diamond (1975) que, em seu esquema de preceitos sugeridos para a configuração ideal de um sistema de reservas, incluiu o de que estas deveriam ser localizadas próximas umas das outras (ver Figura 6). Essa distribuição espacial agrupada tem como objetivo incrementar a taxa de imigração entre as áreas protegidas e, ao mesmo tempo, através do efeito de resgate, reduzir aquelas de extinção. O autor baseou suas indicações na Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular.

A proximidade entre as reservas é usualmente sugerida em manuais de planejamento da seleção de reservas, embora alguns autores façam críticas a essa sugestão. Para Margules et al. (1982), embora o isolamento certamente afete as taxas de imigração, o maior distanciamento tem a vantagem de permitir a inclusão de maior variedade ecológica e geográfica e, assim, um maior número de espécies. Além disso, mesmo que as reservas sejam próximas, muitas espécies podem não ter a habilidade de cruzar distâncias pequenas e, portanto, a proximidade muitas vezes não representa uma vantagem (SHAFFER, 1990).

Essa crítica de Margules et al. (1982) considera a existência de heterogeneidade espacial, enquanto Diamond (1975) propõe o preceito da menor distância para áreas homogêneas. Ainda que essa homogeneidade total não exista na realidade, o preceito da menor distância continua sendo

aceito, já que, pelo menos para algumas espécies, ele pode incrementar a possibilidade de sobrevivência (SHAFFER, 1990). Dessa forma, mesmo os métodos de seleção mais atuais são criticados às vezes quando não incorporam essa dimensão, como é o caso de alguns métodos iterativos. Em virtude disso, métodos mais recentes procuram contornar esse problema, incorporando ao algoritmo de seleção uma regra que prioriza a escolha do local mais próximo, evitando assim o distanciamento entre as reservas (NICHOLLS & MARGULES, 1993).

#### ⇒ CONECTIVIDADE E CORREDORES

Embora as áreas protegidas sejam tratadas usualmente como ilhas, a porção não reservada, ou matriz circundante, tem grande importância para a conservação. Quando uma reserva está localizada no interior de uma matriz muito contrastante, uma área muito maior será necessária para adquirir os mesmos níveis de conservação do que em reservas que diferem pouco da matriz circundante. Isso porque a matriz pode assumir o papel de permitir a conectividade dentro da paisagem, incluindo aquela entre diferentes reservas e, dessa forma, reduzindo as chances de ocorrência de extinção e aumentando as de ocorrência de imigração (FRANKLIN, 1993).

Um dos focos principais do estudo da conectividade tem sido a criação de corredores como solução ao problema de isolamento entre áreas protegidas (FRANKLIN, 1993). Os corredores são áreas formadas por habitats naturais ou seminaturais, que têm como objetivo produzir uma interligação entre reservas ou remanescentes naturais, facilitando movimentos da fauna e a dispersão de espécies sedentárias.

Geralmente, os corredores são estruturas lineares de vegetação diferenciada daquela circundante, que conectam ao menos duas manchas de vegetação natural, as quais estavam ligadas em tempos passados. Podem ocorrer como feições naturais do ambiente, por exemplo no caso de matas ripárias; serem criados por atividades humanas, como através do desmatamento de suas porções adjacentes; ou então podem ser “construídos” pelo homem (HOBBS, 1992).

O primeiro autor a propor a criação de corredores entre reservas foi Preston (1962), que afirmou que estes permitiriam o aumento do tamanho das populações, incrementando assim a possibilidade de sobrevivência daquelas de pequeno tamanho. Posteriormente, Diamond (1975), baseando-se na Tebi, incluiu a interligação por corredores em suas sugestões para a delimitação de sistemas de reservas, com o objetivo de aumentar as chances de dispersão de certas espécies.

Várias vantagens são atribuídas à implantação de corredores (CÂNDIDO JR., 1993; HOBBS, 1992; NEWMARK, 1993; NOSS, 1987):

- 1) o aumento na taxa de imigração de indivíduos entre os remanescentes tenderá a manter o tamanho das subpopulações estáveis e a aumentar o tamanho da população total, dessa forma reduzindo a possibilidade de ocorrência de extinções;
- 2) ao aumentar a taxa de imigração, os corredores permitem a recolonização de locais em que a população de certa espécie foi extinta;
- 3) a possibilidade de contato entre as subpopulações evita os endocruzamentos, encorajando a retenção de variabilidade genética *dentro* das subpopulações;
- 4) retêm espécies importantes e porções de vegetação que complementam as reservas;
- 5) funcionam como hábitat para a fauna, aumentando, por exemplo, a área de forrageamento para as espécies de grande área de uso, ou aumentando a área para reprodução;
- 6) a sua presença pode reter um conjunto de habitats em diferentes estádios de sucessão, necessários para algumas espécies;
- 7) servem como proteção para a movimentação dos grandes predadores entre os diferentes remanescentes;
- 8) servem para prover abrigo na ocorrência de distúrbios em grande escala;
- 9) reduzem a erosão pelo vento e pela água;
- 10) em certos locais, podem servir como cinturões verdes para evitar o crescimento urbano e servir como lugar de recreação, reduzindo a pressão sobre as UCs em si;
- 11) melhoram a qualidade estética da paisagem.

Quanto às características necessárias a um “bom” corredor, sabe-se muito pouco a respeito. Em geral, assume-se que as características mais importantes sejam sua largura e a conectividade (SHAFER, 1990). Porém, deve-se lembrar que uma espécie não reconhece o corredor como uma estrutura que aumenta a conectividade, mas sim hábitat próprio que fornece recursos, alimentação, abrigo etc. Dessa forma, a largura e o comprimento dos corredores dependerão da auto-ecologia da espécie-alvo para a qual está sendo implantado (NEWMARK, 1993). Como regra geral para a largura, esta deve ser suficiente para evitar que a área não seja dominada pelo efeito de borda (HOBBS, 1992). No caso do comprimento, quanto maior este for, mais importante torna-se o fato de conter os recursos necessários à espécie. Nesse caso, uma estratégia para melhorar a *performance* de corredores muito longos pode ser a implantação de minirreservas ao longo do seu curso. Esse método tem sido utilizado, por exemplo, na conservação das aves aquáticas migradoras da América do Norte (ver NEWMARK, 1993).

Contudo, em contraposição às vantagens atribuídas aos corredores, várias críticas são feitas à sua implantação (CÂNDIDO JR., 1993; DOBSON & MAY, 1986; FRANKEL & SOULÉ, 1981; HOBBS, 1992; NOSS, 1987; SHAFER, 1990), como:

- 1) podem causar o aumento da dispersão de doenças entre as subpopulações dos diferentes remanescentes, incrementada juntamente com a conectividade entre estas;
- 2) podem causar aumento na dispersão de espécies exóticas;
- 3) facilitam a expansão de distúrbios abióticos como queimadas e outras catástrofes;
- 4) aumentam a exposição aos animais domésticos à caça e aos predadores;
- 5) propiciam a redução na variabilidade genética *entre* as subpopulações, como resultado do aumento de contato;
- 6) podem funcionar como locais de *sinks* (depleções) populacionais, pois tiram os organismos de locais protegidos para corredores dominados pelo efeito de borda, nos quais o risco de predação e a mortalidade são aumentados.

Apesar de todas essas críticas, a principal discussão a respeito de corredores envolve sua capacidade de facilitar os movimentos da fauna. Sullivan & Shaffer (1975) afirmam que é improvável que todos os requerimentos necessários a uma espécie estejam presentes em um corredor. Porém, essa funcionalidade dos corredores pode ser dependente de qual espécie é considerada (SOULÉ, 1991). Grandes predadores, por exemplo, poderiam utilizar corredores com determinadas características, enquanto, para outras espécies, eles não seriam funcionais.

Outros autores argumentam que, enquanto os corredores podem aumentar a movimentação, não existem certezas de que esse aumento seja necessário (HOBBS, 1992). Embora alguns estudos demonstrem que a sobrevivência de espécies pode ser reduzida em locais isolados, poucos estudos comparam a sobrevivência entre locais isolados com ou sem corredores (NEWMARK, 1993). Dados que suportam a idéia de corredores como “condutores” de fauna são muito escassos e, além disso, poucos estudos demonstraram que o movimento dentro de corredores é importante para certa espécie (HOBBS, 1992).

Um último problema em relação à movimentação está na sugestão de que a conservação das matas ao longo dos rios poderia servir à função de corredores. Todavia, para espécies que usualmente não estão associadas a esse tipo de ambiente, elas não serão funcionais (FRANKEL & SOULÉ, 1981). Como exemplo, as espécies de zonas mais altas dificilmente utilizarão as matas para a movimentação entre um remanescente e outro (NOSS, 1987).

Entretanto, essas vantagens e desvantagens parecem não estar vinculadas aos corredores *per se*, mas à sua presença em contextos específicos. Ou seja, em alguns casos os corredores parecem ser particularmente importantes, como por exemplo no caso das espécies migradoras ou dos ambientes cujas espécies têm alta capacidade de movimentação ou dispersão (MARGULES et al., 1982). Além destas, os grandes mamíferos parecem estar entre os maiores beneficiados com a presença de corredores (SULLIVAN & SHAFFER, 1975). Assim sendo, os objetivos específicos para a implantação de corredores devem ficar claros. Quando, por exemplo, o objetivo for manter populações viáveis de certas espécies, o planejamento desses locais deverá se basear nas características necessárias a elas. Ao que parece, corredores necessitam ser planejados especificamente para uma ou poucas espécies, sendo impossível “construir” corredores que sirvam a um amplo espectro de espécies (HOBBS, 1992). Dessa forma, alguns autores sugerem que, para o planejamento, sejam escolhidas as espécies mais vulneráveis à extinção ou então, para as comunidades com interações complexas, aquelas espécies das quais muitas outras dependem (espécies-chave) (NEWMARK, 1993).

Além disso, mesmo as desvantagens dos corredores podem ser específicas para certos locais. No caso do efeito de aumento da dispersão de doenças, Hess (1994) concluiu a partir de um trabalho de simulação que os efeitos variam conforme a situação, podendo tanto aumentar a dispersão de doenças como não ter efeito sobre elas.

Não há, portanto, certezas a respeito da eficácia dos corredores. O tipo de estudo necessário à confirmação das vantagens em casos específicos é muito difícil e custoso de ser executado. Em decorrência disso, poucos são os estudos que discutem os corredores a partir de dados experimentais. Daqueles existentes, alguns demonstraram que os corredores não são importantes, enquanto outros observaram a preferência de certas espécies pela movimentação nesses locais (HOBBS, 1992).

Em virtude da incerteza quanto às vantagens dos corredores a questão é, portanto, se é melhor gastar recursos agora em uma iniciativa que poderá demonstrar ser ineficaz, ou deixar de lado a proposta. Nesse caso, com o perigo de que se descubra ser ela importante no momento que as possibilidades de sua criação tenham se extinguido (HOBBS, 1992). Para Shafer (1990), embora haja muitas críticas aos benefícios que os corredores podem trazer, usualmente considera-se que suas vantagens tendem a superar as desvantagens e, portanto, vale a pena investir. Newmark (1993) afirma que os problemas devem ser reduzidos se forem conectadas áreas previamente ligadas e, além disso, se barreiras temporárias forem criadas quando for necessário combater, por exemplo, o fogo ou doenças.

Finalmente, embora corredores possam realmente ser benéficos, a maior dificuldade para o seu estabelecimento não é teórica, mas prática. Seu alto custo e prováveis conflitos com outros usos da terra, especialmente se a qualidade dos corredores é baixa, torna, na realidade, a discussão desse problema “quase utópica” (CÂNDIDO JR., 1993). Para alguns autores, o alto custo poderia implicar competição por recursos que seriam melhor utilizados em outras opções de conservação (HOBBS, 1992).

Embora a criação de corredores seja a estratégia mais usualmente citada de aumentar a conectividade da paisagem, o manejo da matriz em que a reserva está inserida oferece alternativas. Como exemplo, Franklin (1993) apresenta a estratégia sugerida para a conservação da coruja *Northern Spotted Owl* (*Strix occidentalis*). Com o objetivo de aumentar a conectividade entre as reservas existentes para essa espécie, o comitê responsável adotou como estratégia a manutenção de, no mínimo, 50% da matriz com árvores de 28 cm de diâmetro ou mais e com cobertura do dossel de, ao menos, 40%.

Especialmente em países tropicais, a estratégia de manejo das áreas circundantes capaz de incrementar a conectividade poderia ser a manutenção de certas espécies vegetais na matriz que envolve as reservas. As espécies escolhidas poderiam ser “pivotais” (*sensu* HOWE, 1984) ou espécies-chave, ou seja, aquelas que produzem frutos nas épocas de escassez de recursos e que são capazes, dessa forma, de suprir uma ou várias espécies nos tempos difíceis. A determinação de quais espécies seria importante manter deveria ser decidida a partir de estudos no local a ser manejado, já que há grande variação na função das mesmas espécies em locais diferentes (HOWE, 1984).

## MANUTENÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Quando possível, sugere-se que a delimitação de áreas protegidas deve incluir todas as nascentes da bacia hidrográfica que serve determinada região, com o intuito de garantir a manutenção da qualidade e da quantidade de água para a flora e a fauna e, além disso, para reduzir o potencial de erosão e alagamento (KUSHLAN, 1979; NEWMARK, 1985; SOULÉ & SIMBERLOFF, 1986). Além do mais, argumenta-se também que essa inclusão pode diminuir a possibilidade de invasão de espécies exóticas (MACDONALD & FRAME, 1988), bem como pode reduzir a possibilidade de invasão humana pelos rios e diminuir os custos de fiscalização em virtude da necessidade de menor número de postos de controle (PERES & TERBORGH, 1995). Paralelamente ao fato de abarcar toda a bacia hidrográfica local, hipoteticamente uma boa delimitação de reserva deveria incluir uma área extra para a manutenção das populações mínimas viáveis das espécies (SHAFFER, 1990; PERES & TERBORGH, 1995).