# Capítulo II

# O Processo de Seleção de Unidades de Conservação

# Públicas e Privadas:

# Teoria e Prática Brasileira

# II.1. Introdução

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).[[1]](#footnote-1) Todavia, pouco a pouco, as áreas protegidas passaram a funcionar como locais para a conservação de hábitats 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 Unidade de Conservação, ou seja, a escolha ou seleção do local onde esta será alocada.

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 casuístico de seleção produziria um sistema de reservas, ao mesmo tempo, ineficiente para a conservação biológica e muito custoso para 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 biológicos, 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 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, país considerado como um dos mais importantes para a conservação da diversidade biológica do planeta, o processo de instituição de suas áreas protegidas foi raramente avaliado (Brito, 1996; Drummond, 1988). Não se conhecem os problemas gerais da seleção em seus aspectos biológicos, econômicos e político-institucionais, além das especificidades em relação às áreas protegidas públicas e aquelas 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 do presente capítulo é discutir a política e a prática da seleção de unidades de conservação brasileiras nos seus aspectos biológicos, econômicos e político-institucionais, diferenciando os pontos importantes em relação às áreas públicas e aquelas particulares. Para focalizar a discussão, são enfatizadas Unidades de Conservação cujo objetivo primário é a preservação e que permitem uso público, ou seja, Parque Nacional e Reserva Particular do Patrimônio Natural.

Em primeiro lugar, são apresentados e discutidos os aspectos teóricos ligados à seleção de áreas protegidas, subdivididos naqueles biológicos, 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 de dois tipos de unidades, concluindo com recomendações para a sua melhoria no sistema de áreas protegidas como um todo.

# II.2. Princípios Científicos e Métodos Aplicados à Seleção de Áreas Protegidas: uma revisão

Existem três aspectos principais envolvidos na seleção de Unidades de Conservação: biológicos, 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.

## II.2.1. Aspectos biológicos

Fatores políticos, econômicos e culturais usualmente constituem os principais determinantes do local onde as áreas protegidas serão localizadas, sendo que raramente há 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 aquele da 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 muito variáveis e, além disso, muitas vezes esse valor é contaminado por outras percepções, como aquela de beleza e estado selvagem. Como conseqüência, um grande número de critérios biológicos diferentes para a seleção foram propostos (Pressey, 1995).

O processo de delimitação de uma reserva pode ser dividido em dois aspectos principais: a configuração (*design*) e sua localização espacial (Sullivan & Shaffer, 1975; Pressey *et al.*, 1993). Primeiramente, os trabalhos preocuparam-se especialmente com aspectos da configuração das reservas, como tamanho e forma. Atualmente, entretanto, a localização das reservas tem recebido maior atenção (Pressey *et al.*, 1993). Esta mudança de enfoque surgiu principalmente quando se percebeu a importância de levar em conta a representantividade 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.

Como afirma May (1994), é difícil saber onde iniciar ou encerrar a discussão sobre os princípios ecológicos relevantes à seleção e manejo de Unidades de Conservação. 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.

### II.2.1a. 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 desta teoria para esse campo do conhecimento foi muito grande, motivo pelo qual receberá atenção especial neste capítulo.

No início dos anos sessenta, 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 por estes últimos em 1967 (MacArthur & Wilson, 1967). 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 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 chega à conclusão que a composição é resultante de um equilíbrio entre diversos fatores, quais sejam:

1. as imigrações que ocorrem entre ilhas ou continentes;
2. a diferença na abundância do número de espécies que, hipoteticamente, obedece a uma distribuição canônica log-normal, o que, simplificadamente, significa dizer que o número de espécies presentes aumenta proporcionalmente à área da ilha;
3. a um equilíbrio entre evolução e extinção, onde as duas variáveis são igualadas.

Apesar de Preston ter contemplado em seu trabalho vários pontos que seriam também sugeridos por MacArthur & Wilson e, inclusive, de 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 entitulada “A Teoria de Biogeografia Insular". A principal diferença deste trabalho àquele 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 nestas.

A Teoria do Equilíbrio de Biogeografia Insular (TEBI) de MacArthur & Wilson (1967) propõe que o número de espécies em ilhas com hábitats 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 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 II.1) (MacArthur & Wilson, 1963; Diamond, 1975).

MacArthur & Wilson incorporam, 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 II.1. Síntese da Teoria de Biogeografia Insular** |
| **Taxa**  **Grande**  **Pequeno**  EXTINÇÃO  **Longe**  COLONIZAÇÃO  **Perto**  **Número de Espécies**  **Idéias Básicas 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 dos 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 (citados em Shafer, 1990). No trabalho de MacArthur & Wilson (1967), as curvas utilizadas são adaptações daquelas presentes no trabalho de Preston (1963). 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 hábitats 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 de novas colonizações, ou então, evitar que espécies locais se extingam com a imigração de indivíduos de espécies já presentes ("efeito resgate") (Shafer, 1990).

A última noção, aquela 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, 1975). 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 (MacArtur & 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[[2]](#footnote-2). É uma metáfora de “ilhas” de hábitats naturais em um “oceano” de hábitats 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 do 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).

A analogia das reservas com ilhas verdadeiras fez com que fossem transpostas as noções incorporadas na teoria de MacArthur & Wilson (1963; 1967) de tamanho, distância e equilíbrio, para princípios de seleção de áreas protegidas. Esses princípios foram sistematizados de forma esquemática como apresentado na Figura II.2 Nessa forma, tornaram-se muito conhecidos, sendo incorporados em quase todos os manuais de planificação de áreas protegidas (por exemplo, MacKinnon *et al*, 1986; Moore & Orzábal, 1988;)

As diretrizes esquematizadas na Figura II.2 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 podem se constituir 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 alocadas de forma eqüidistante 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.[[3]](#footnote-3)

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.

|  |
| --- |
| **FIGURA II.2. Princípios para ecolha de reservas propostos a partir da Teoria de Biogeografia Insular** |
| Princípios para a Escolha de Reservas MELHOR PIOR |

***(Fonte: Adaptado de Diamond, 1975)***

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 *extinções* que ocorreram com a formação do arquipélago Malaio no Pleistoceno (ilhas continentais) e que foram obtidas a partir de registros fósseis. A escolha desse arquipélago ocorreu por ser este o local que apresentava fauna mais semelhante à África, para o qual havia dados disponíveis. Em adição, os autores utilizaram curvas de número de espécies *versus* área genéricas, ou seja, com valores médios, ao invés de curvas que descrevem o comportamento de *taxa* específicos. A partir dos cálculos, Soulé *et al.* (1979) concluíram que as áreas protegidas eram muito pequenas para manter as espécies existentes, que foram conservadas apenas pelo fato dessas reservas não estarem insularizadas. Com a degradação dos hábitats adjacentes aos parques, os autores previram que haveria um declínio considerável no número de espécies, que poderiam ser mantidas apenas através de manejo intensivo [[4]](#footnote-4).

Outro estudo do gênero foi aquele 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 os Parques norte-americanos 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 foram perdidas, além do que outras, provavelmente, ainda se extinguiriam pois o tempo decorrido não teria sido suficiente para alcançar o equilíbrio.

#### Críticas à Teoria 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 setenta. 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 como 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). Wilcox (1978) foi responsável pela realização de um destes 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 há menos tempo possuíam uma quantidade maior de espécies do que seria esperado devido ao 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 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[[5]](#footnote-5).

Apesar da observação de mudanças no número de espécies em situações de não-equilíbrio ou então da 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[[6]](#footnote-6). De outra forma, Williamson (1981) não encontrou correspondência entre seus dados empíricos e o modelo de MacArthur & Wilson, em relação 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 (1976), as predições do modelo não conseguiam ser provadas empiricamente pois existiam erros em relação ao efeito esperado com o isolamento das ilhas. No modelo de MacArthur & Wilson, as taxas de *extinção* e imigração eram independentes. Entretanto, estes autores não consideraram que, para aquelas espécies que já estão presentes nas ilhas, a taxa de imigração exerce influência naquela de extinção, pois a chegada de novos indivíduos pode evitar que a espécie se extingua. Esse efeito, denominado de resgate, não foi incorporado no momento original. Dessa forma, Brown & Kodrick-Brown (1976) propuseram um modelo alternativo que incorpora o mesmo efeito devido ao tamanho e a 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 função de sua área, mas sim da diversidade de hábitats existentes nesta, 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 hábitats, 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 (Shafer, 1990).

A terceira crítica ao modelo refere-se à própria possibilidade de 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. Devido a isso, a maior parte dos estudos que obteve 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, assim 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. A aplicação da Teoria de Biogeografia Insular à conservação pressupõe que as reservas são análogas às ilhas continentais (Doak & Mills, 1994). Entretanto, existem diferenças entre ilhas verdadeiras e ilhas de hábitats, já que as primeiras são envolvidas por hábitat 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, por exemplo, o fato de que nas áreas continentais o tamanho tem importância menor na determinação do número de espécies que em ilhas (Kushlan, 1979). A argumentação foi 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 Unidades de Conservação estavam se comportando como áreas insulare, 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. Como exemplo, o Parque de Everglades, mesmo possuindo uma área muito maior que o mínimo previsto por diversos autores para conservar suas espécies no equilíbrio sofreu redução significativa na nidificação de algumas espécies de aves aquáticas coloniais. Isso porque as várias aves respondem diferentemente às influências externas. Enquanto para algumas o nível de inundação e de poluentes não exerce pressão à sobrevivência, outras mais sensíveis sofreram extinção local (extirpação). Assim sendo, o autor conclui que Everglades, como outros parques, não está isolado de influências externas, as quais podem ser as principais determinantes da distribuição e abundância local de espécies, sem que o tamanho e a distância tenham tanta importância.

A segunda crítica à aplicação prática 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 hábitats, 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 desta homogeneidade de hábitats, a aplicabilidade da teoria depende de que “todos os outros fatores sejam iguais” como, por exemplo, influências externas. Na vida real, 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 (Lindnmayer *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). Todavia, para a prática da conservação, conhecer qual o destino das espécies individualmente, ou seja, aquelas que têm maior probabilidade de serem extintas é muito importante.

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 3 pares de arapaçús (*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 (Howe, 1984). Em florestas tropicais este fator é muito importante devido à interação existente as espécies. As plantas, por exemplo, na sua maioria, produzem frutos que são dispersos por animais (Howe, 1984) e, assim sendo, a presença de uma espécie é necessária à sobrevivência de outra.

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, a teoria não auxiliaria em uma das principais questões relativas à delimitação de 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 de Biogeografia Insular (Simberloff & Abele, 1984). Isso porque, embora apresente deficiências, era o único corpo teórico organizado até a metade dos anos 80 e, mesmo após o aparecimento de novos métodos e teorias, a mais abrangente.

### II.2.1b. 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, 1991). 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 frágeis à extinção e 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 hábitats naturais em ambientes degradados (Doak & Mills, 1994). Em segundo lugar, questiona-se a possibilidade de associar a seqüência previsível de extinções a partir de reduções nos tamanhos de hábitats, já que a análise em si não leva em conta o tamanho. Devido a isso, 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 Metapopulações

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 desta teoria baseou-se em modelagens feitas por Levins em 1969 (Doak & Mills, 1994) 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 metapopulação não é completamente desvinculada da teoria de MacArthur & Wilson (1967), 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 hábitat 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 sofrem extinções. Diferentemente, nos modelos de metapopulações, a origem dos colonizadores está no próprio conjunto local de populações (fragmentos de hábitat ou reservas conservadas), as quais também podem sofrer extinções. Em segundo lugar, o foco na Teoria de Biogeografia está em uma única “ilha” de hábitat, enquanto que 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 Unidades de Conservação. 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 hábitat a medidas protecionistas (Meffe & Carroll, 1994).

Metapopulações podem ser utilizadas para avaliar as conseqüências para determinada espécie do estabelecimento de um conjunto de reservas em relação ao número e à distância. 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, devido a efeitos como doenças, enchentes etc. (Meffe & Carroll, 1994).

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 hábitats 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 empírica da teoria (Shafer, 1995). Quase todos os trabalhos feitos com metapopulações têm sido modelagens, ao invés de trabalhos de campo (Doak & Mills, 1994). Além disso, estas modelagens baseiam-se em parâmetros como, por exemplo, 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 de 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 estas modelagens embora não sirvam para obter resultados conclusivos, podem ser utilizadas para predizer 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 diferentes alternativas de proteção de hábitats e espécies em reservas.

### II.2.1c. Determinação do Tamanho Ideal em Unidades de Conservação

Como dito anteriormente, a seleção de reservas quanto aos seus aspectos biológicos envolve dois fatores: a configuração da reserva em si (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 apresentado os aspectos relacionados à configuração e, dentre esses, o tamanho das reservas.

Que tamanho devem ter as Unidades de Conservação?” 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 iniciado há mais de meio século (Shafer, 1995), ela continua atual, devido ao fato que, apesar da 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 nesse trabalho (ver Figura II.1), 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 sua planificação (Moore & Orzábal, 1988; Diamond, 1975).

#### Cálculo a partir dos Requerimentos de uma Espécie

Alguns autores sugerem que a questão do tamanho de reservas pode ser resolvida mais facilmente através do 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 na determinação de qual espécie deve ser escolhida nesta determinação: vulnerabilidade à extinção, espécies indicadoras, espécies-chave e espécies 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 possuem 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 hábitat, reprodução lenta, habilidade limitada de dispersão e as várias combinações desses fatores (Shafer, 1990). Para Terborgh & Winter (1980) a raridade é o melhor indicativo individual de vulnerabilidade à extinção, sendo que esta é conseqüência 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 hábitat, 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. Para que a coruja esteja presente, é necessário que exista um grande remanescente florestal, cujas árvores apresentam idade da ordem de cem anos. Devido à esta ligação com as florestas antigas, as corujas foram escolhidas como indicadoras. Entretanto, estes animais não representam bem outras espécies como, por exemplo, os *voles*, pequenos mamíferos, os quais conseguem se manter em remanescentes pequenos. Da mesma forma, a utilização dos *voles* como indicadores não seria capaz de representar os hábitats de boa qualidade para mamíferos com alta capacidade de movimentação (Meffe & Carroll, 1994). Em adição, a utilização de indicadores pode ser atrapalhada por fatores como, por exemplo, a longevidade. A presença de uma espécie de vida longa pode ser utilizada como indicativo da qualidade de hábitat quando, na verdade, isso ocorre apenas porque os indivíduos atingem idade avançada, enquanto a taxa de recrutamento[[7]](#footnote-7) populacional 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 uma função dentro de uma comunidade, de modo que sua ausência pode comprometer a sobrevivência de muitas outras, a partir de uma reação em cadeia (Meffe & Carroll, 1994; 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, por exemplo, 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, 1994). Porém, também existem problemas na utilização desse conceito, já que se sabe muito pouco do 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.

Críticas à utilização dessa forma de seleção incluem a ausência e dificuldade de obtenção dos dados de requerimento da maioria das espécies e sua grande, 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 escolha a partir de espécies de predadores de grande porte pode não significar uma boa escolha para as espécies de pequeno porte, já 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 hábitats críticos necessários não estejam incluídos.

Todos os critérios aqui apresentados, ou seja, espécie indicadora, espécie-chave, 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 hábitat, está longe da realidade da Ecologia. A biodiversidade está estruturada em diversos níveis hierárquicos e, dessa 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 hábitats (Meffe & Carroll, 1994). A partir daí, a determinação do tamanho da reserva deverá partir da resposta a questões que incluam vários aspectos como, por exemplo, o tamanho necessário para manter espécies raras, grandes predadores, hábitats importantes etc. Apenas a partir dessas análises amplas, é que se poderá chegar a um tamanho ideal.

##### População mínima viável

A seleção de reservas pelo método da população mínima viável implica o cálculo da população mínima viável da espécie utilizada como substituta da comunidade. Atualmente, esforços para definir, modelar e predizer populações mínimas viáveis têm sido um dos focos principais em Biologia da Conservação (Grumbine, 1990a).

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. Para Shafer (1990), população mínima viável de uma dada espécie em certo hábitat 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 devido à deriva genética, endocruzamentos, efeito do fundador) e catástrofes naturais (queimadas, seca e enchentes)[[8]](#footnote-8). Para Lindenmayer *et al.* (1993), a população mínima viável é definida, mais simplificadamente, como aquela em que a sua 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 ser feita a partir do seguinte processo: 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. utilizando densidades conhecidas, determinar a área mínima para sustentar este número mínimo (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 seria o número mínimo de uma população efetiva[[9]](#footnote-9) para evitar a depressão por endocruzamentos. Para a obtenção desse número, o autor baseou-se nas experiências empíricas de 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 (Cândido-Jr, 1993; Shafer, 1990).

Em adição, a partir destes números, alguns autores avaliaram a efetividade das reservas já existentes. Newmark (1985), por exemplo, calculou qual seria a área necessária para manter a população mínima de grandes mamíferos em parques norte-americanos, chegando à conclusão que a maior parte dos Parques não possuía a área necessária à manutenção dessas espécies[[10]](#footnote-10).

A utilização desta regra dos 50/500 para a população mínima viável foi muito criticada (Cândido-Jr, 1993; Grumbine, 1990a; Shafer, 1990). Em primeiro lugar, pelo fato destes números terem sido obtidos a partir de uma base empírica muito pequena (Shafer, 1990). Em adição, esses valores não conseguem levar em conta todos os aspectos envolvidos na determinação das populações mínimas, que dependem de um grande número de fatores. 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 sobre a 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 representa um caso único, como também há fatores para os quais temos poucos dados (Soulé & Simberloff, 1986).

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 fosse 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).

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[[11]](#footnote-11), a partir de dados da ecologia, atributos demográficos, tipo 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

Uma das questões principais relativa ao tamanho das reservas é*: “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 ter aspectos caóticos. A maior parte dos artigos baseou-se na Teoria de Biogeografia Insular, sendo que, a partir dela, alguns autores defenderam a seleção de reservas pequenas, outros de grandes e um terceiro grupo rejeitou a própria teoria (Cândido-Jr, 1993). O debate tornou-se conhecido principalmente pelo “acrônimo” de 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 que a subdivisão em várias reservas pequenas. Essa hipótese do “anti-desmembramento”[[12]](#footnote-12) das áreas naturais foi primeiramente publicada por Diamond (1975).

Vários argumentos a 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 abrigar 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 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, devido ao amplo requerimento de área que estas espécies possuem. Em adição, porções grandes conservam mais facilmente um maior número de espécies, pois nestes locais aumenta a probabilidade de que sejam encontrados hábitats críticos, em virtude da maior variabilidade presente (Shafer, 1990).

O terceiro argumento em favor das reservas grandes refere-se à redução do efeito de borda que ocorre nessas áreas. Ou seja, o contraste estrutural que ocorre entre um remanescente de hábitat natural e a matriz da paisagem alterada circundante é responsável pela presença de uma faixa submetida a condições diferentes do ambiente natural. Essas alterações presentes 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 que são dependentes dos fatores que estão sendo medidos: 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, reservas maiores são consideradas melhores para evitar essas alterações que 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 causar aumento de plantas arbustivas e lianas. Contrastando com as respostas simples 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.

O quarto argumento a 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 hábitats 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 necessários por unidade de área ao seu manejo (Dixon & Sherman, 1990; Shafer, 1990).

Em contraposição, outros argumentos, ou então visões diversas do mesmo argumento, são utilizadas 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 um grupo de reservas menores era uma escolha pior que uma única reserva grande a partir da Teoria de Biogeografia Insular. Segundo os autores, a própria teoria é ambígua quanto a isso. Ou seja, a decisão entre reservas pequenas e grandes depende da inclinação da curva de espécie-área e da proporção de espécies comuns às várias ilhas (Margules *et al.*, 1982).

A segunda argumentação em favor das reservas pequenas está relacionada com o provável aumento nas taxas de extinção. Em primeiro lugar, o aumento das taxas de extinção em áreas pequenas, o que justificaria a seleção de reservas grandes, não está provada de forma conclusiva. Embora tenham sido relatadas extinções em parques após a sua instituição, como aquelas relatadas por Newmark (1985) para os parques americanos, não está claro se estas são devidas a extinções ou a práticas de manejo no local (Shafer, 1990). Em adição, os estudos que procuraram avaliar o balanço nas taxas de extinção em penínsulas não encontraram relação causal entre a alteração nas taxas e o tamanho de área, mas sim desta com a diversidade de hábitats presentes (Simberloff & Abele 1984).

A terceira argumentação em favor das reservas pequenas, e a principal, é que estas podem incluir uma maior variedade de hábitats. Áreas completamente homogêneas não existem na realidade e, portanto, a alocação de várias reservas pequenas pode resultar na conservação de maior número de 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 hábitats presentes e não à área. Assim sendo, existem casos em que muitas reservas podem representar melhor a variação de hábitats 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, um conjunto de reservas poderia conter um maior número de espécies.

Como quarta argumentação a 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 melhor mantidas através da criação de muitas reservas pequenas. Assim, 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 de suportar as influências externas. Nesse aspecto, a importância da instituição de várias reservas pequenas reside no fato que, se ocorrerem queimadas, doenças ou outras catástrofes capazes de destruir toda uma reserva, ainda assim restariam outras áreas protegidas (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 a favor das reservas pequenas baseia-se em aspectos práticos e econômicos. Embora a prática conservacionista tenha enfatizado 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 grande reservas (*stepping stones*) (Shafer, 1995). Além disso, fatores econômicos podem determinar que a melhor escolha seja aquela de áreas pequenas (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 Zimbabwe, reservas pequenas conseguiram conservar melhor suas espécies devido ao maior patrulhamento do que aquelas grandes. Ou seja, para países pobres, onde o controle de ameaças como a caça, por exemplo, é muito difícil, devido à ausência de recursos monetários, a melhor solução pode ser muitas vezes escolher reservas pequenas. Por fim, um último argumento prático é que em muitos locais não existe a opção de reservar áreas grandes. Alguns hábitats são entidades definidas com áreas pequenas e, assim sendo, reservar locais grandes não teria 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, 1994), 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, 1994). 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: Saeterdal *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 savanas. Em adição, 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 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.

### II.2.1d. 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 e denominado de “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, por exemplo, caçadores, queimadas e poluentes. Além disso, o aumento do perímetro tem também implicações econômicas, devido aos 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 dependeria do balanço entre estes 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 aquelas alongadas (Shafer, 1990). Devido a isso, atualmente, acredita-se que, isoladamente, o fator formato da reserva dificilmente deva ser considerado importante na seleção de reservas, especialmente naquelas de grande tamanho. No caso de reservas pequenas, contudo, perímetros externos muito grandes reduzirão a proporção de hábitats centrais, favorecendo espécies características de borda as quais, em geral, são as menos ameaçadas. Conseqüentemente, este problema poderá ter um efeito importante quando as reservas forem pequenas (Margules *et al.*, 1982). Além disso, o tipo de hábitat em que está sendo instalada a reserva também influi na importância deste critério. Para ambientes onde as taxas de dispersão são muito altas, o formato pode não ser muito importante, enquanto que para ambientes florestais ele pode representar uma ameaça maior.

### II.2.1e. 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 os problemas de 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, estes 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. Conseqüentemente, a partir do mesmo raciocínio, uma cobertura de reservas que equivalesse a 10% da área original de um determinado hábitat 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 aquelas derivadas dos trabalhos de MacArthur & Wilson, mas de perspectivas regionais do problema de conservação e determinação de suas prioridades. Essa mudança de visão foi decorrência da possibilidade de se darem abordagens regionais ao problema, difíceis de serem obtidas dez ou vinte anos atrás. Agora, no entanto, com os sistemas de informação geográfica e técnicas de avaliação de conservação, essas abordagens são, ao menos teoricamente, possíveis (Pressey, 1995).

Vários métodos foram desenvolvidos para auxiliar a locação das reservas, que diferem quanto às variáveis e escala utilizadas, tipo e procedimentos. Quanto ao tipo, os métodos subdividem-se naqueles de pontuação simples e pontuação modificados (Cable *et al.*, 1989; Gülez, 1992; Rattcliffe, 1971; Smith & Theberge, 1987; Tans, 1974), análises iterativas (Kirkpatrick, 1983; Margules & Usher,1987; Margules *et al.*, 1994; Nicholls & Margules, 1993; Saeterdal *et al.*, 1993) e programação linear (Saeterdal *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 como, por exemplo, por área, por valores médios ou 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 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 senso-comum. Essa forma subjetiva de interpretação, entretanto, não possibilita a quantificação da variação que uma determinada região tem em relação aos seus atributos, já que os dados são apenas qualitativos. Métodos alternativos de mapeamento procuram ultrapassar este problema, através da utilização de classificações numéricas, ou sejam, quantifição 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 estas 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 área natural, o tamanho que as áreas devem ou podem ter, e os atributos que se deseja preservar. Como exemplo, enquanto que 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) e, portanto, 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 devem 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 devem 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 segundo os 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[[13]](#footnote-13), diversidade e integridade biológica.

###### Diversidade**[[14]](#footnote-14)**

A diversidade biológica é segundo Angermeier & Karr (1994) definida como a variedade e variabilidade existente entre organismos vivos e os complexos ecológicos nos quais estes ocorrem, abrangendo diferentes ecossistemas, espécies, genes, e suas abundâncias relativas. Dessa forma, os múltiplos níveis organizacionais são fundamentais a este 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 hábitats praticamente uniformes. A diversidade gama ou regional é o número total de espécies presentes em todos os hábitats de certa região. Por fim, a diversidade beta representa a troca (*turnover rate*) ou variação de espécies de um hábitat 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. 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 (Saeterdal *et al.*, 1993), especialmente a partir do momento que as taxas de extinção passaram a aumentar dramaticamente (Angermeier & Karr, 1994). A partir da análise de 9 estudos relacionados à delimitação de áreas protegidas, Margules & Usher (1981) encontraram que este critério foi o mais amplamente utilizado.

A escolha de reservas a partir da diversidade (ou riqueza) 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. Em adição, 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. Devido a isso, vários métodos são utilizados para tentar incrementar a 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, precipitação, devido à 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)[[15]](#footnote-15).

A segunda forma de 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 e 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 deste método é a utilização de *taxa* mais elevados, ou seja, níveis menos detalhados que aquele de espécie como, por exemplo, 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, devido à 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). Em adição, outras críticas são feitas à utilização da diversidade como representativa do sucesso de conservação, desta vez, entretanto, quanto 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 probalidade 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 conseqüência a perda de várias delas. Para Burkey (1989), a questão não é apenas de contar o número de espécies, mas também atribuir um valor relativo a elas. Assim sendo, a escolha de locais para reservas não deve basear-se apenas naqueles que contêm o maior número de espécies mas, principalmente, naqueles que contêm aquelas que seriam extintas caso a reserva não fosse estabelecida. Dessa forma, seriam utilizados como indicadoras as espécies que têm maiores probabilidades de extinção.

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[[16]](#footnote-16), 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 de critérios de diversidade em qualquer de seus níveis como meta de conservação levaram à formulação do conceito de "integridade biológica". Este é definido como a capacidade de suportar e manter uma comunidade de organismos (balanceada, integrada e adaptativa) que tem composição, diversidade de espécies e organização funcional comparável àquela de ambientes naturais da região (Angermeier & Karr, 1994). Nessa forma, procura-se definir quais são os atributos de hábitats "normais", ou seja, que não sofreram interferências humanas.

O 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, *taxa* indicadores sensíveis ou não à poluição, abundância relativa de espécies e guildas, além da incidência de hibridização, doenças e anomalias como lesões e tumores. Ou seja, 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 inerentes ao sistema nos níveis apropriados (predação, taxas de reprodução etc.) (Angermeir & Karr, 1994).

Embora o conceito tenha, inicialmente, sido formulado para ambientes aquáticos, pode ser transformado para os terrestres. A partir dai, índices abrangentes poderiam ser utilizados para comparar locais para a alocação de reservas. O ponto crítico desse processo é, portanto, determinar qual o nível de integridade do ambiente. Para isso, é necessário estar familiarizado com os elementos e os processos ecológicos de uma região, além da influência que as ações humanas têm sobre eles. Todavia, a generalização em escala mundial dos efeitos da ação humana faz com que, muitas vezes, seja difícil reconhecer o estado de integridade de um local (Angermeier & Karr, 1994). Devido a isso, na maior parte das vezes, são utilizados apenas os elementos de determinado ambiente como diversidade, em detrimento dos processos envolvidos. Essa parece ser a única forma factível, quando os processos não são conhecidos.

###### Qual o melhor conceito?

Existem poucos estudos que procuram comparar a eficiência da utilização de diferentes conceitos e métodos na seleção de um sistema de reservas. Saeterdal *et al.* (1993) procuraram esclarecer esse problema, a partir da comparação dos resultados de representatividade do sistema de reservas obtido em simulações. Nessas simulações eram incluídos três métodos diferentes, além de três objetivos de conservação alternativos, ou seja, espécies endêmicas, espécies raras e riqueza de espécies. Em adição, as simulações utilizaram dois grupos taxonômicos como indicadores, as espécies vegetais arbóreas e as 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, entretanto, 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 é feita a partir de espécies vegetais arbóreas (Saeterdal *et al.*, 1993).

O método que objetiva *maximizar o número de espécies reservadas* (riqueza) alcançou resultados ligeiramente diferentes que aquele para espécies endêmicas. No conjunto de reservas, a diversidade por área obtida é maior que aquela resultante do método de seleção através de espécies endêmicas, embora o número de espécies por área reservada seja menor. Neste método, os resultados para maximizar o número de espécies de aves aproximou-se muito do resultado para maximizar o número de espécies arbóreas (Saeterdal *et al.*, 1993).

O último método é aquele que procura escolher o menor número de reservas que é capaz de conservar todas as espécies. Nesse caso, o conjunto de reservas escolhidas para as aves diferiu daquele para as espécies vegetais arbóreas (Saeterdal *et al.*, 1993).

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, aqueles que procuram maximizar o número de espécies num número fixo de reservas e aqueles que procuram maximizar o número de espécies em certo conceito (raras, endêmicas etc.). Da mesma forma, existem variações quanto ao conceito utilizado na seleção. Por fim, diferentes grupos de espécies também produzirão resultados diferentes.

A grande escassez de trabalhos comparativos como esse impede a transposição dos resultados para outros ambientes e grupos taxonômicos. Além disso, o trabalho de Saeterdal *et al.* (1993) não leva em conta a área mínima necessária à conservação dos diferentes grupos e, portanto, o mais eficiente conjunto de reservas pode não ser capaz de mantê-las a longo prazo.

##### Utilização de Diferentes Escalas

Alem 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). Em trabalho de simulação realizado por Pressey & Logan (1995), estes 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 destes resultados, os 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 para escalas menores que aquela 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 (Pressey & Logan, 1995).

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, aquelas com essa característica foram mais eficientes na representação das classes de terreno (Pressey & Logan, 1994). Métodos que utilizam grandes escalas estarão, muito provavelmente, “super-representando” algumas características e serão menos eficientes em alcançar o mesmo objetivo que através da utilização de escalas mais detalhadas (Pressey *et al.*, 1993).

Por fim, os autores sugerem que seja avaliado qual o critério é mais importante para cada elemento que está sendo utilizado, a inclusão de certa porcentagem mínima do elemento ou então somente a inclusão. As simulações demonstraram haver variação nos resultados produzidos pelas diferentes escalas, dependendo da regra utilizada para determinar a representatividade ou não do elemento como, por exemplo, presença apenas ou porcentagem mínima necessária para inclusão (Pressey & Logan, 1995).

#### Métodos de Pontuação

Os primeiros métodos sistemáticos que surgiram para a seleção de reservas foram aqueles de pontuação e, até o final dos anos 80, estes eram aqueles mais amplamente utilizados (Pressey & Nicholls, 1989), sendo inclusive sugeridos em alguns manuais de planejamento de sistemas de reservas (Moore & Orzábal, 1988)[[17]](#footnote-17).

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).

Rattcliffe (1971) foi um dos primeiros a sugerir a utilização de um sistema de pontuação que fosse capaz de comparar diversos locais. Depois disso, Tans (1974) propôs um método desse tipo, que incorporava na pontuação aspectos biológicos, físicos, de beleza natural e 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 aquisição. Esse fator multiplicativo significa atribuir um valor máximo diferenciado para cada um dos atributos (ponderação), dependendo de sua importância em relação aos objetivos pré-determinados de conservação[[18]](#footnote-18).

Embora os métodos de pontuação a partir de “multicritérios” sejam os mais freqüentemente utilizados, Smith & Theberge (1987) criticam 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. 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 que inovações surgidas em outras áreas do conhecimento nos métodos para integrar critérios múltiplos, não têm sido acompanhadas 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 (Smith & Theberge, 1987).

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 abordagens qualitativas ou quantitativas utilizadas. 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 (Smith & Theberge, 1987). Várias dificuldades estão associadas à utilização de cada um desses tipos de pontuação.

A utilização de escalas quantitativas pode ter 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, quanto 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.

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 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. Estas variáveis podem resultar em maneiras alternativas de ordenação como, por exemplo, através dos valores médios ou, então, dos valores máximos nos atributos mais importantes. 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. Pressey & Nicholls (1989) obtiveram, através da aplicação de diferentes variáveis a um mesmo conjunto de dados, que nesses métodos de pontuação aqueles 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 área total do local/área ocupada por cada atributo (por exemplo, tipo de classe de terreno) e a ordenação dos locais segundo o atributo mais raro presente. Raridade máxima em freqüência é calculada a partir da relação entre número total de locais e 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 (Pressey & Nicholls, 1989).

Nos métodos de pontuação, geralmente, a decisão de escolha das áreas é tomada a partir da somatória dos atributos. Devido às críticas à eficácia dessa forma de decisão, algumas técnicas de decisão de multi-objetivos e multi-critérios, com potencial para aplicação nestas situações complexas e conflituosas, têm sido sugeridas para auxiliar no processo de tomada de decisão por especialistas ou cientistas (Gülez, 1992). Dentre estas técnicas estão a Delphi (Smith & Theberge, 1987; Gülez, 1992) e o processo analítico hierárquico (*Analytical Hierarchy Process*) (Gülez, 1992)[[19]](#footnote-19).

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 têm para o cumprimento do objetivo de conservação. Nas palavras de Pressey *et al.* (1993), ao negligenciarem esta complementaridade entre os locais, podem ser tão ineficientes para a seleção de reservas quanto a seleção oportunista (*ad hoc*).

A segunda crítica é que 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; Saeterdal *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).

#### 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[[20]](#footnote-20) são utilizados para escolher dentre as áreas possíveis de serem reservadas, aquela que é mais importante em um certo atributo ou 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, hábitats e outros atributos que já foram conservados pela primeira (Kirkpatrick, 1983; Saeterdal *et al.*, 1993). A principal diferença entre os dois tipos de métodos é, portanto, a existência do papel de complementaridade nos métodos iterativos.

Margules *et al.* (1988) foram os primeiros a elaborar um destes métodos, no qual os algoritmos 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 (Belbin, 1993; Nicholls & Margules, 1993).

Embora sejam mais eficientes, os métodos iterativos também são criticados em diversos aspectos. Em primeiro lugar, eles podem replicar os atributos um maior número de vezes que o necessário. Para procurar minimizar este problema, podem ser incluídas regras que determinam a adição consecutiva de locais que contenham atributos ainda não representados anteriormente (Pressey & Nicholls, 1989).

A segunda crítica relaciona-se à adequação dos dados biológicos que são utilizados. Para que sejam eficientes, esses métodos devem garantir que determinado atributo ou um conjunto deles tenha sido amostrado para um determinado local. Assim, necessitam utilizar dados da distribuição das espécies que sejam completos e não aqueles obtidos apenas a partir de levantamentos pontuais (“fotografias instantâneas”). Inevitavelmente, entretanto, esses dados são sempre amostras de uma determinada região (Nicholls & Margules, 1993), devido aos altos custos e à dificuldade de obtenção deste tipo de informação. Devido a isso, alguns autores têm sugerido que uma possível solução para o problema é a utilização alternativa de variáveis ambientais (Belbin, 1993). Entretanto, embora existam algumas teorias a respeito da relação entre variáveis ambientais e a distribuição de espécies, pouco existe de dados empíricos (Nicholls & Margules, 1993). Por outro lado, esse problema de amostragem em sistemas biológicos está presente em todos os métodos de seleção e não apenas naqueles iterativos e, portanto, a crítica é, na verdade, à utilização de qualquer método.

Em terceiro lugar, critica-se nesses métodos 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 esta dependência de 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, atualmente, os procedimentos iterativos são considerados melhores que os de pontuação, já que, devido à maior eficiência obtida a partir da utilização da complementaridade entre os locais, conseguem atingir de melhor forma os objetivos de conservação (Pressey & Nicholls, 1989). Como afirmam Nicholls & Margules (1993), “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”.

### II.2.1f. Isolamento e Barreiras

Uma das principais características resultantes das alterações na paisagem pelo homem é o crescente isolamento dos hábitats 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. Por exemplo, 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 outras como, por exemplo, pequenos mamíferos terrestres, anfíbios e répteis podem ter seu deslocamento impedido ou reduzido (Mader, 1984). O trânsito pode ser inibido devido à 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 (Shafer, 1990). Algumas aves, mesmo possuindo mobilidade para transpor estradas, relutarão em atravessar pequenas distâncias de terreno inóspito.

As culturas agrícolas têm o mesmo efeito de isolamento, por impedirem a transposição de animais para os quais componham ambientes inóspitos. Além disso, pelas alterações das condições climáticas, impedem a dispersão de sementes de plantas, cujo mecanismo de dispersão seja incapaz de transpor essas distâncias, podendo impedir a reprodução sexuada entre as subpopulações interpostas pelas culturas.

Devido a esses problemas, a seleção de reserva deve evitar incorporar áreas que funcionem como barreiras à movimentação ou dispersão da biota, como estradas e outras formas de alteração humana no meio ambiente.

#### Princípio da Menor Distância entre Reservas

A localização espacial de um conjunto de reservas tem uma dimensão relacionada à distância entre estas. 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 Fig. II.2). Essa distribuição espacial agrupada tem como objetivo incrementar a taxa de imigração entre as áreas protegidas e, portanto, 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 poder incluir 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 não representa uma vantagem (Shafer, 1990).

Essa crítica de Margules *et al.* (1982) considera a existência de heterogeneidade espacial, enquanto que Diamond (1975) propunha o preceito da menor distância para áreas homogêneas. Ainda que esta 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 (Shafer, 1990). Dessa forma, mesmo os métodos de seleção mais atuais são criticados às vezes quando não incorporam esta dimensão, como é o caso de alguns métodos iterativos. Devido a isso, métodos mais recentes procuram contornam 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. O papel da matriz é aquele de permitir a conectividade dentro da paisagem, incluindo aquela entre diferentes reservas (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 hábitats naturais ou semi-naturais que têm como objetivo produzir uma interligação entre reservas ou remanescentes naturais, facilitando movimentos da fauna e dispersão de espécies sedentárias. Acredita-se que esses movimentos da fauna são necessários por diversas razões: dispersão de indivíduos; obtenção de recursos; reduzir os impactos populacionais da fragmentação como a aleatoriedade demográfica e a depressão por endocruzamentos (Hobbs, 1992). 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 de 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 aumentar o tamanho da população total, dessa forma reduzindo a possibilidade de extinções;
2. ao aumentar a taxa de imigração, 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. retém 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 espécies de grande área de uso, ou aumentando a área para reprodução;
6. a sua presença pode reter um conjunto de hábitats em diferentes estádios de sucessão, necessários para algumas espécies;
7. proteção para a movimentação dos predadores entre remanescentes;
8. prover abrigo para os distúrbios que ocorrem 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 Unidades de Conservação 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 conectividade (Shafer, 1990)[[21]](#footnote-21). Deve-se lembrar que uma espécie não reconhece o corredor como estrutura para aumentar a conectividade, mas sim hábitat próprio que fornece recursos, alimentação etc. Dessa forma, a largura e o comprimento dos corredores dependerá da autoecologia da espécie-alvo para o qual este 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. Uma estratégia para melhorar a performance de corredores muito longos pode ser a implantação de mini-reservas ao longo do seu curso. Esta estratégia tem sido utilizada na a conservação das aves aquáticas migradoras da América do Norte (Newmark, 1993).

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. o aumento da dispersão de doenças entre as subpopulações dos diferentes remanescentes, incrementada juntamente com a conectividade entre estas;
2. o aumento na dispersão de espécies exóticas;
3. a facilitação da expansão de distúrbios abióticos como queimadas e outras catástrofes;
4. o aumento da exposição a animais domésticos, à caça e a predadores;
5. a redução na variabilidade genética *entre* as subpopulações, causada pelo aumento de contato;
6. podem funcionar como locais de *sinks* (depleções) populacionais, pois retiram 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. 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 que, para outras espécies, eles não seriam funcionais.

Outros autores argumentam que, enquanto os corredores podem aumentar a movimentação, não existem certezas de que este 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 este tipo de ambiente, elas não serão funcionais (Frankel & Soulé, 1981). Como exemplo, as espécies de zonas mais altas dificilmente utilizarão essas matas para passagem (Noss, 1987).

Entretanto, essas vantagens ou desvantagens parecem não estar vinculadas aos corredores *per se*, mas à sua presença em contextos específicos. Em alguns casos, os corredores parecem ser particularmente importantes. Um exemplo é o caso das espécies migradoras e de ambientes cujas espécies têm alta capacidade de movimentação/dispersão (Margules *et al.*, 1982). Além destas, os grandes mamíferos estão entre os maiores beneficiados (Sullivan & Shaffer, 1975). Assim sendo, os objetivos específicos para a implantação de corredores devem ser explicitados. Quando, por exemplo, o objetivo for manter populações viáveis de certas espécies, o planejamento destes deve basear-se 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 delas (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).

Mesmo as desvantagens dos corredores podem ser específicas para certos locais. No caso do efeito de aumento da dispersão de doenças, Hess (no prelo) 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 é muito difícil e custoso para ser executado. Devido a isso, poucos são os estudos que discutem a partir de dados empíricos. Daqueles existentes, alguns demonstraram que os corredores não são importantes, enquanto outros observaram a preferência de certas espécies pela movimentação nesses locais (Hobbs, 1992).

Devido à incerteza quanto às vantagens dos corredores a questão é, portanto, se é melhor gastar recursos agora em uma iniciativa que poderá demonstrar ser inefetiva, ou deixar de lado a proposta. Nesse caso, com o perigo de que se descubra ser ela importante no momento que as possibilidades de criação tenham se extingüido (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). O alto custo poderia implicar competição por recursos que seriam melhor utilizados em outras opções de conservação (Hobbs, 1992).

Por fim, 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 outras 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 28cm 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 aquelas “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).

1. Na Inglaterra, entretanto, desde o princípio a principal motivação foi a conservação da natureza (Rattcliffe, 1971). [↑](#footnote-ref-1)
2. 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). [↑](#footnote-ref-2)
3. A distribuição espacial, conectividade e formato das reservas são discutidas mais detalhadamente em outras partes do trabalho. [↑](#footnote-ref-3)
4. 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. [↑](#footnote-ref-4)
5. Para maiores detalhes, ver Shafer (1990). [↑](#footnote-ref-5)
6. Para uma boa revisão do tema, ver Gilbert (1980). [↑](#footnote-ref-6)
7. Número de novos indivíduos que passam a fazer parte da população. [↑](#footnote-ref-7)
8. *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).

   *Aleatoriedade ambiental* é definida como as variações populacionais devidas à competição, predação, doenças e desastres naturais (Shafer, 1990). Entretanto, outros autoresdefinem de outra forma, ou seja, as flutuações nas probabilidades de nascimento e morte que resultam de flutuações no ambiente (clima, presença de doenças, abundância de predadores e presas) (Lacy, 1993).

   *Aleatoriedade genética* é definida como flutuações populacionais devidas à perda de vigor do híbrido (redução na fertilidade causada por homozigose), “bottlenecks” (perda de gens devido a reduções drásticas populacioniais causadas por acidentes ou perturbações ambientais); redução da fertilidade e da viabilidade denominada de depressão por endocruzamentos. [↑](#footnote-ref-8)
9. População efetiva é definida como aquela que efetivamente participa da reprodução Para Shafer (1990), o tamanho da população efetiva N é aquele número ideal de organismos cuja perda de variabilidade genética devida à deriva genética iguala-se àquela da população estudada. Em teoria, a população ideal reproduz-se por cruzamentos aleatórios, sem sobreposição de gerações, sem migrações, sem seleção e sem mutação. Ou seja, a população efetiva é sempre menor que aquela estudada. [↑](#footnote-ref-9)
10. Quase sempre a população efetiva é menor que aquela total. Impedimentos à reprodução de comportamento, por exemplo, reduzem o tamanho efetivo da população, já que nem toda ela é reprodutivamente ativa. [↑](#footnote-ref-10)
11. Um exemplo destes 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. [↑](#footnote-ref-11)
12. 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). [↑](#footnote-ref-12)
13. Esses dois conceitos, diversidade e integridade, são aqueles mais utilizados e, devido a isso, serão apresentados em detalhe. Em adição, os conceitos de espécies endêmicas e raras também podem ser utilizados. [↑](#footnote-ref-13)
14. Embora sejam conceitos diferentes, riqueza e diversidade de espécies são, muitas vezes, erroneamente utilizados como se fossem sinônimos e, devido a isso, serão tratados 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). [↑](#footnote-ref-14)
15. Um dos melhores candidatos a indicador é a evapotranspiração que, entretanto, não pode ser utilizada em ambientes marinhos e aquáticos (Williams & Gaston, 1994). [↑](#footnote-ref-15)
16. Distribuição geográfica restrita. [↑](#footnote-ref-16)
17. Estes métodos foram sugeridos no *Manual de Planificacion 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. [↑](#footnote-ref-17)
18. Disponibilidade e riqueza de espécies, por exemplo, recebem valores máximos diferentes. [↑](#footnote-ref-18)
19. 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, 1996). Este é um meio de estruturar o processo de comunicação em um grupo, de forma a permitir que várias pessoas possam lidar conjuntamente com um problema complexo. Por este método, um consenso de opiniões é atingido através do trabalho individual dos participantes sem que estes se encontrem face-a-face (Gülez, 1992). A crítica à utilização deste meio é que ele não obtém um resultado preciso, mas dá uma idéia específica a respeito da possibilidade de uma área tornar-se um Parque Nacional (Gülez, 1992). [↑](#footnote-ref-19)
20. Regras explícitas para a decisão. [↑](#footnote-ref-20)
21. Mesmo assim, algumas ONG’s como a *Conservation International* têm investido recursos no levantamento de prováveis corredores para a Mata Atlântica brasileira. [↑](#footnote-ref-21)