

# CRITÉRIOS TEÓRICOS PARA PRIORIZAR ÁREAS DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: UMA SÍNTESE

Lidiamar Barbosa de Albuquerque<sup>1</sup>

Flávia Nogueira Sá<sup>2</sup>

Carolina L. Jorge<sup>3</sup>

## INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a preocupação com a questão da biodiversidade tem sido cada vez maior, face aos problemas ambientais crescentes como: poluição da água e do ar, diminuição da camada de ozônio, erosão do solo, destruição de habitats, explosão demográfica da população humana (nos trópicos) e excessivo consumo dos recursos naturais (nos países desenvolvidos), os quais estão levando à destruição da diversidade biológica.

Atualmente, não pode ser feita uma estimativa precisa do número de espécies que estão se extinguindo nas florestas tropi-

---

<sup>1</sup> Professora do Departamento de Biologia da Universidade Católica Dom Bosco. Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UNICAMP.

<sup>2</sup> Professora da Universidade Estadual de Campinas. Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

<sup>3</sup> Professora da Universidade Estadual de São Paulo. Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UNICAMP.

cais ou em outros habitats, pela simples razão de não se conhecer a quantidade de espécies originalmente presentes e/ou pela escassez de monitoramentos ambientais. No entanto, não há dúvida de que a extinção está seguindo um ritmo muito mais acelerado do que antes do século XVIII, em função, basicamente, do crescimento explosivo das populações humanas, que desestruturam o meio ambiente de forma muito rápida, destruindo habitats naturais levando à extinção de muitas espécies, principalmente nos países tropicais.

A biodiversidade ou diversidade biológica é considerada pela IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) como a variedade de formas de vida, os papéis ecológicos que desempenham e a diversidade genética que contém, importantes para a manutenção da vida na Terra.

Dentro do contexto global MITTERMEIER & BOWLES (1993) colocam a importância da biodiversidade em duas categorias: valores ecológicos e geopolíticos. A nível ecológico esta é fundamental para a dinâmica dos ecossistemas promovendo inovações evolutivas complexas, processo este que permite o tamponamento do ambiente (considerando a fauna e flora associadas) contra as mudanças climáticas e no rendimento das culturas. Este autor coloca ainda que a “eco-segurança” (manutenção da estabilidade geopolítica) dos países depende da biodiversidade, sendo que os países desenvolvidos dependem muito mais do que aqueles em desenvolvimento.

O valor da biodiversidade também é discutido muito em termos de potencial futuro para inovações biotecnológicas e novos fármacos. O uso da biodiversidade pode ser o mais diverso, como na agricultura, indústria, recreação, saúde e outros.

Acredita-se que o principal problema causador da perda da biodiversidade no planeta seja a destruição da cobertura vegetal e, conseqüentemente, a degradação do habitat e da fauna associada a este (COUTO, 1986). Isto ocorre devido ao fato da fauna ser produto do meio que a suporta, visto sua dependência em relação ao habitat

para satisfazer suas necessidades de sobrevivência e reprodução (FIRKOWSKY, 1991).

A fragmentação de ecossistemas, cada vez mais intensa, resulta em áreas remanescentes de tamanhos muito distantes do ideal, que juntamente com a pressão antrópica de seus entornos influencia, de maneira decisiva, a sanidade destes fragmentos. Uma grande fração da biodiversidade de áreas tropicais, por exemplo, é composta de espécies de distribuição limitada. A fragmentação da paisagem natural pode, imediatamente, eliminar várias espécies de ocorrência bastante restritas, uma vez que as pressões do entorno do fragmento podem levar à uma rarefação das populações, levando-as a um processo de maior fragilidade em resposta à diminuição da área efetiva de habitat (FONSECA, 1991).

Desta forma aumenta-se a necessidade de se conhecer mais profundamente os recursos naturais, bem como, o ambiente e seus organismos. Isto para que se possa entender os processos envolvidos na origem e manutenção de tais recursos, o que permitirá planejar as estratégias de conservação.

A Estratégia Mundial para a Conservação (EMC) define conservação como a gestão da utilização da biosfera pelo homem, de tal maneira que produza o maior benefício sustentado para as gerações atuais, porém que mantenha a sua potencialidade para satisfazer as necessidades e as aspirações das gerações futuras (FAO/PNUMA, 1991).

No entanto, o problema é como determinar as estratégias para a conservação da biodiversidade que vem sendo perdida, tendo em vista que ainda pouca coisa se conhece dos ecossistemas, de sua dinâmica e de como as espécies interagem com ou sem interferência antrópica. Segundo MARGULES & USHER (1981), no final da década de 70, apesar de se reconhecer o valor dos projetos para conservação da vida silvestre e de inclusive haver autoridades com a responsabilidade para tal, não havia ainda procedimentos explícitos. Entretanto, o processo acelerado de destruição da biodiversidade, faz com que ações sejam

tomadas a partir dos dados que se dispõe, sejam eles biológicos, geomorfológicos, climáticos e outros.

Inicialmente, as estratégias priorizavam a conservação de áreas de grande beleza cênica ou de baixo valor econômico. Segundo MARGULES & USHER (1981) existe na verdade duas justificativas para conservação: por um lado, os benefícios para a espécie humana, simplesmente pela conservação das reservas naturais e por outro lado, por manter a diversidade de organismos que podem beneficiar o homem.

Porém, atualmente a preservação ocorre através da criação de diversos tipos de Unidades de Conservação, as quais são criadas seguindo um critério de seleção. Um plano para priorização de áreas de conservação, além de obedecer a algumas das justificativas citadas, deve ter uma abordagem ecossistêmica, ou seja, pelos processos realizados. Um plano não pode apenas requerer conhecimentos detalhados dos padrões atuais, mas também entender as interações entre os processos históricos e os atuais (FJELDSA, 1994). Além disso, ainda devem ser considerados a escala, a influência do clima, as interações importantes e uma carga genética mínima para resistir, a longo prazo, mudanças do ambiente (TRACY & BRUSSARD, 1994).

Atualmente sabe-se que, à nível global, existem 15 regiões de floresta tropical, ocupando 4% da superfície terrestre, consideradas prioritárias por abrigarem entre 30-40% da biodiversidade do planeta. Tais regiões são denominadas *Hotspots* e estão todas localizadas na região tropical (MITTERMEIER & BOWLES, 1993).

Durante muitos séculos, a relação do homem com o meio ambiente se deu de forma harmônica, pois havia tempo para uma boa renovação dos recursos naturais. Com o crescimento populacional e a industrialização iniciou-se uma maior exploração dos recursos naturais, trazendo, posteriormente, a mecanização na agricultura e causando a destruição do ambiente pela ação antrópica. As florestas tropicais úmidas, por exemplo, vêm sendo destruídas pela ação humana na velocidade de 20 ha/minuto (SCHIERHOLZ, 1991). A previsão

é que desaparecerão dentro do próximo século (XXI), levando com elas milhares de espécies à extinção (WILSON, 1997).

Face ao exposto, ressalta-se a necessidade urgente da definição dos critérios a serem utilizados na seleção de áreas para conservação.

## **CRITÉRIOS USADOS PARA SELECIONAR ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO**

Esta temática é bastante controvertida, devido à quantidade de critérios surgidos através dos diferentes objetivos da conservação. Entre eles destacam-se: preservar espécies raras, preservar ambientes frágeis para a manutenção da diversidade e estabilidade, proteger amostras representativas dos diversos ecossistemas. Tais critérios surgiram da junção de teorias biológicas ou ecológicas, valores humanos e considerações práticas da administração e manejo dos recursos naturais.

Em 1974 a UNESCO usava como critérios a representatividade, diversidade, o grau de conservação e o potencial de efetividade como unidade de conservação (MARGULES & USHER, 1981).

Atualmente os critérios usados para selecionar áreas de prioridades para conservação podem ser, basicamente, divididos em dois grupos: o político e o outro baseado em conceitos biológicos, ecológicos ou biogeográficos.

É importante reconhecer que o primeiro não deve ser usado de início para definir os potenciais de conservação, e sim auxiliar numa decisão final após ter sido considerado o outro grupo de critérios. Dentro dos critérios políticos MARGULES & USHER (1981) citam:

**i) Heterogeneidade de espécies:** deve-se considerar espécies típicas e raras de um ambiente.

**ii) Valor educacional:** nesse caso é considerado que todas as reservas tenham valor educacional. O que definiria seu valor seria a proximidade e acesso das instituições educacionais. O impacto dessas atividades na reserva, entretanto, é um fator que merece ser melhor investigado.

**iii) Espécies conspícuas:** apesar de não ser um critério efetivo por não, necessariamente, conservar um grande número de espécies, é importante conservar as espécies conspícuas (raras e grandes) como forma a se obter apoio público.

**iv) Comunidades frágeis:** proteger aquelas comunidades mais sensíveis a mudanças. No entanto, a crítica a este critério é que além de ser fortemente relacionado com outro critério mais comumente usado, a ameaça humana, este não conservaria comunidades em estágios sucessionais iniciais, por exemplo.

**v) Comunidades com forte equilíbrio:** deve-se preservar aquelas comunidades que voltam mais facilmente à condição inicial após sofrerem uma perturbação (maior resiliência).

**vi) Valor científico:** preservar áreas que estejam sendo estudadas e produzindo resultados úteis (principalmente para a conservação).

**vii) Disponibilidade:** preservar áreas que não estejam sendo utilizadas para nenhum fim. Apesar do item não ser considerado como um critério, na prática é um dos mais utilizados.

**viii) Espécies “Guarda-chuva”:** refere-se ao uso de espécies, geralmente de vertebrados, para proteger outras espécies na sua comunidade. Acredita-se que uma reserva deva ser grande o suficiente para sustentar estas populações, bem como manter outras espécies. Tais espécies devem ter longo tempo de geração e relativamente baixa taxa de crescimento intrínseco (WILCOVE, 1994).

Entretanto, os critérios mais aceitos na literatura são aqueles baseados em conceitos biológicos, ecológicos, ou biogeográficos e que, de acordo com MARGULES & USHER (1981) são:

**i) Diversidade:** podendo ser representada de várias formas (diversidade genética, trófica, de espécies etc). No entanto, para fins de conservação a melhor medida pode ser dada pela riqueza de espécies, levando-se em consideração a escala e o tamanho da amostra.

**ii) Raridade:** este conceito ainda é muito discutido, devido à sua grande variação em função da escala. Uma espécie pode ser rara localmente, regionalmente, nacionalmente ou até mesmo internacionalmente. Deve-se usar a escala que será considerada ao se tomar decisões em relação ao plano de conservação. Estas espécies são mais vulneráveis às ameaças provocadas pelo homem e às catástrofes, sendo a alteração do seu habitat o principal responsável pela sua redução.

**iii) Relação com estabilidade:** a estabilidade é uma medida da velocidade em que uma comunidade volta ao tamanho de equilíbrio após uma perturbação, dada pela constância do fluxo de energia ou a produção de biomassa.

**iv) Grau de conservação do ambiente:** este conceito refere-se à conservação de acordo com a condição natural do local, de preferência com o mínimo de interferência humana.

**v) Antropização do entorno:** a ameaça de interferência humana é um critério variável ao longo do tempo e que deve ser acessado independentemente para todos os locais. Apesar de não se basear em nenhum princípio ecológico, este critério tem grande importância para as espécies raras ou de baixa resiliência.

**vi) Área:** a relação espécie-área se analisada por si só não tem significado ecológico. Sua importância surge quando é comparada com outras áreas. As Unidades de Conservação são frequentemente consideradas como ilhas cercadas de diferentes ambientes. Mas, segundo FONSECA (1991) estes fragmentos florestais costumam caracterizar sistemas complexos, apenas de tamanhos reduzidos.

Mesmo considerando-se os critérios propostos anteriormente para conservação dos fragmentos remanescentes e sua biodiversidade surgem ainda algumas perguntas: qual o tamanho ideal para estas áreas de prioridade? O aumento da área dos habitats isolados é suficiente por si só para assegurar a sobrevivência da espécie? As extinções ocorrem porque a área isolada é demasiado pequena para manter o número mínimo de indivíduos necessários à auto-sustentação de uma espécie, ou por que as áreas isoladas não apresentam suficiente diversidade de habitat? As áreas protegidas devem ser maiores e em menor número, preservando o máximo possível de uma área contínua, ou menores e mais espalhadas, incluindo o maior número de habitats?

Com o objetivo de responder tais questões, tem-se concentrado estudos baseados na teoria de biogeografia de ilhas, tendo em vista a similaridade geográfica dos fragmentos florestais (representados pelas reservas) e ilhas oceânicas.

Graças a esses estudos tem-se ressaltado alguns tópicos relevantes para delimitação de áreas prioritárias para a conservação, são eles:

**i) O número de espécies/área:** geralmente áreas maiores abrigam um maior número de espécies. Porém, de acordo com SIMBERLOFF & ABELE (1975) e MARGULES & USHER (1981), deve-se ter em mente a discussão sobre a relevância de se conservar várias reservas pequenas, ao invés de uma grande, principalmente quando se trata de ambientes heterogêneos. MARGULES & USHER (1981) mencionam ainda que a perda de espécies numa ilha é dependente da área.

**ii) O número de espécies/distância:** quanto maior a distância da fonte (centro dispersor) menor o número de espécies. Além disso, MARGULES & USHER (1981), afirmam que a taxa de extinção decresce e de imigração cresce com a maior proximidade do continente.

**iii) Variabilidade genética/área:** áreas maiores devem apresentar maior variabilidade genética intraespecífica, com maior heteroge-

neidade de habitats e um maior número de populações periféricas. Porém, SIMBERLOFF (1988) sugere que o problema de viabilização genética e demográfica, em áreas menores, seja solucionado através da criação de corredores de vegetação entre os diversos fragmentos, possibilitando assim, o trânsito dos animais e, conseqüentemente, o fluxo gênico. É bem verdade que estes corredores também podem propiciar uma ponte para doenças, pragas e fogo, porém este é um risco assumido, já que as vantagens dos corredores são muitas.

**iv) Forma das reservas:** a determinação de áreas de reserva requer uma investigação independente para cada situação. Na realidade não existem regras, porém, algumas tentativas de se reconhecer tendências gerais foram feitas, onde se concluiu que: um grupo de pequenas reservas próximas é mais adequado do que um grupo de pequenas reservas afastadas (PRIMACK, 1993). A FAO/PNUMA (1991), assume que as populações isoladas ou periféricas são as mais ameaçadas, mas, por outro lado, salienta que muitas delas contêm combinações alélicas de grande valor para cruzamentos, pois os indivíduos, constantemente, se submetem a situações extremas, permanecendo, assim, os mais aptos.

Outros delineamentos de reservas também são considerados em alguns casos como, o de um grupo de pequenas reservas agregadas é melhor do que alinhadas (PRIMACK, 1993), o que se considera é que devem ter menos bordas, apresentando forma mais próxima à circular ou quadrada, e respeitando uma razão mínima entre perímetro e área (HUBBEL & FOSTER, 1986).

A forma das reservas devem incluir a maior quantidade possível de variação regional consistente, com uma fragmentação mínima, capaz de manter as espécies.

O tamanho mínimo viável para que uma população (de qualquer espécie) se mantenha, a longo prazo, dentro de um fragmento foi definido por SHAFER (1981), como igual ao menor tamanho de uma população isolada, que tem 99% de chance de sobreviver por 100

anos suportando qualquer efeito demográfico, ambiental, genético e/ou climático. FAO/PNUMA (1991) sugere para fauna o número de 50 como tamanho mínimo efetivo necessário para uma sobrevivência a curto prazo e de 500 indivíduos para sustentar a longo prazo uma adaptabilidade à mudanças.

No entanto, para que esta hipótese seja melhor sustentada, há necessidade de se realizar estudos sobre biologia e ecologia para cada população. Um exemplo é a escassez de estudos fitossociológicos que demonstrem, do ponto de vista da dinâmica de populações, a situação real das populações de espécies nativas, referindo-se ao perigo de erosão genética ou extinção. Estes estudos são fundamentais para uma comprovação da efetividade das medidas de conservação *in situ* que serão adotadas (SHIMIZU, 1991).

Diante de tantas discussões chegou-se a uma conclusão: o tamanho mínimo de reservas naturais está muito mais relacionado com a diversidade e complexidade de habitats e, conseqüentemente, com os recursos disponíveis, do que simplesmente com o tamanho da área, conforme foi observado por BENNET (1987) em estudo de comunidades de aves.

Ainda em relação à forma das reservas, acredita-se que habitats isolados ou de tamanho inadequado estejam susceptíveis à perda efetiva de espécies. Porém, alguns estudos demonstram que nem sempre tal fato é real. LYNCH & WHIGHAM (1984) em um estudo com aves, em Maryland, concluíram que a diversidade de aves era muito mais influenciada pela fisionomia e florística do fragmento do que pelo seu tamanho. PRANCE (1982) afirma que a perda de espécies, no entanto, tem muito mais haver com a teoria dos refúgios do pleistoceno. Acreditando que estes refúgios remanescentes abrigam espécies mais vulneráveis, em 1979 Lovejoy sugeriu algumas reservas na Amazônia escolhidas em função destes refúgios (SHAFER, 1990).

Além do mais, grandes áreas selvagens são prioridades importantes para o esforço da conservação. Estas terras são minimamente

afetadas pela atividade humana, em função da baixa densidade populacional, são talvez o único lugar na Terra onde os processos naturais de evolução podem continuar (PRIMACK, 1993).

Outro critério que pode ser considerado é o centro de origem das espécies. Este é muito importante para a manutenção da variabilidade genética das espécies, principalmente aquelas de importância agrícola. A destruição continuada dos centros de origem, segundo MOONEY (1987), resultará no aumento da uniformidade genética e da vulnerabilidade das culturas em todo o mundo. A importância da conservação de tais centros também é ressaltada por HUBBEL & FOSTER (1986) e MITTERMEIER & BOWLES (1993).

Atualmente, um dos critérios mais utilizados leva em consideração a riqueza de espécies e o endemismo. A localização de áreas de riqueza de espécies depende da escala e do taxon usado (DAVIS *et al.*, 1991 *apud*. BOJÓRQUEZ-TAPIA *et al.*, 1995). Se a escala for muito pequena, zonas de transição podem não ser detectadas e a localização de áreas de riqueza de espécies de uma classe taxonômica poderá estar separada de outras classes (BOJÓRQUEZ-TAPIA *et al.*, 1995). Padrões de endemismo são diferentes para diferentes *taxa* em diferentes regiões. O endemismo ocorre em diversas escalas e pode se originar por causas variadas. Em escala global um *taxa* pode ser endêmico de um continente, porém, num extremo oposto muitas espécies parecem ser naturalmente restritas a áreas tão pequenas quanto alguns quilômetros quadrados (GENTRY, 1986).

As espécies que atualmente são endêmicas tiveram em sua origem uma ampla distribuição, são reconhecidas como paleoendêmicas; por outro lado, aquelas espécies que têm distribuição restrita, porque não tiveram tempo de se dispersar, são denominadas neoendêmicas (GENTRY, 1986).

A estratégia da IUCN/UNEP também dá atenção para o número de espécies por país, ecossistemas diversos, espécies ou genes que se agregam e áreas com particular riqueza de espécies e endemismo

(MCNEELY *et al.*, 1990 *apud* FJELDSA, 1994). Segundo FJELDSA (1992 *apud* FJELDSA, 1994) há um conflito inerente a este critério, porque o padrão geográfico de densidade de espécies e endemismo não são correlacionados e os dois podem ter processos históricos e ecológicos diferentes. Diversidade e endemismo são produzidos por processos diferentes. Existem casos intrigantes como o da flora de regiões de clima mediterrâneo onde endemismo e riqueza de espécies são combinados e o do lago Baikal onde grupos endêmicos coexistem com grupos ricos em espécies (RICKLEFS *et al.*, 1995).

Os procedimentos para priorização de áreas de conservação variam de acordo com o algoritmo utilizado e a seleção dos locais específicos, mas qualquer que seja tem por objetivo o estabelecimento de reservas o mais representativas possível.

O desenvolvimento de procedimentos sistemáticos e explícitos para atribuir o valor da conservação e a seleção de reservas tem dado mais atenção não aos locais isolados, mas aos problemas de combinação destes dentro da rede de representatividade das reservas. A partir desta perspectiva que PRESSEY *et al.* (1993) propuseram três princípios para selecionar reservas: complementaridade, flexibilidade e dos locais insubstituíveis. Estes princípios refletem a maneira na qual os locais relacionam-se uns com os outros como membros da rede, podendo ser aplicados tanto numa escala regional como global.

O conceito de complementaridade foi proposto, inicialmente, por VANE-WRIGHT *et al.* (1991). Segundo PRESSEY *et al.* (1993) a complementaridade seria a seleção de áreas, considerando suas características, isto é, o tipo de habitat ou as espécies que contêm. Desta forma, áreas a serem conservadas seriam definidas através da organização de um *ranking* de áreas prioritárias a partir de parâmetros como por exemplo: maior número de espécies endêmicas e com maior diversidade. A partir desta análise pode-se aplicar o princípio da flexibilidade, o qual permite a seleção de novas áreas. Esta flexibilidade representa a diversidade de reservas potenciais, sendo portanto, uma

alternativa em procedimentos de conservação. No entanto, algumas áreas ocorrem em baixa frequência (conceito dos locais insubstituíveis) e é assim que surgiu a necessidade em classificá-las de acordo com a sua contribuição potencial, dentro do objetivo da conservação e, pela sua raridade, em relação às demais áreas perdidas. Este conceito proporciona uma maneira fundamental para medir o valor da conservação de cada local.

Tendo em vista, os critérios discutidos acima, quando se pretende uma priorização de áreas de conservação mais acurada, BOJÓRQUEZ-TAPIA *et al.*, (1995) ressaltam que devem ser incluídos detalhados levantamentos que englobam, por um lado: i) inventário biológico; ii) verificação no campo de mapas de vegetação; iii) avaliação da área mínima necessária para a proteção da biodiversidade; iv) localização de paisagens que formam corredores conectando áreas com alta riqueza de espécies e, por outro lado, v) uma avaliação da pressão do desenvolvimento, incluindo os fatores como população, densidade de estradas, tipos de propriedades e terras de manejo.

Cabe ressaltar que, para se manter satisfatoriamente a biodiversidade de uma área, é necessário conciliar a vontade política e as necessidades ambientais e ter em mente que a biologia da conservação visa a estabelecer requisitos mínimos que permitam a manutenção da diversidade biológica e dos processos ecológicos, face a um mundo cujas áreas naturais estão sendo progressivamente alteradas, reduzidas e fragmentadas.

## APLICAÇÃO

Atualmente, a ecologia de paisagem vem sendo usada cada dia mais como um importante instrumento de interação entre o uso da terra e a teoria da conservação. Tendo como objetivo principal investigar os padrões dos diferentes habitats numa escala regional e sua influência na distribuição das espécies e nos processos do ecossistema (PRIMACK, 1993).

A ecologia de paisagem considera os fragmentos como uma das unidades do mosaico paisagístico de cada região. Portanto, sendo importante para a proteção da diversidade biológica, porque muitas espécies não estão confinadas a um simples habitat, mas movem-se dentro dos habitats ou vivem nas bordas, onde dois habitats se encontram (PRIMACK, 1993).

A ecologia de paisagem utiliza como um dos instrumentos de análise o Sistema de Informação Geográfica (SIG), o qual permite a integração de uma grande variedade de dados para análise, possibilitando visualizá-los em mapas.

A base do Sistema de Informação Geográfica junta os históricos envolvidos na área, exposição e manipulação de muitos tipos de dados mapeados, tais como: vegetação, clima, solo, topografia, geologia, hidrologia e distribuição das espécies. Desta forma permite uma alta correlação entre os elementos abióticos e bióticos da paisagem, ajudando no planejamento de parques e sugere locais potenciais para procurar espécies raras (PRIMACK, 1993), e/ou endêmicas, ou ainda de alta diversidade.

Áreas com riqueza de espécies têm sido consideradas como a prioridade para conservação. Entretanto, as informações biológicas estão incompletas e influenciam sítios acessíveis, assim áreas de riqueza de espécies não podem ser representadas diretamente dos conhecimentos biológicos correntes (BOJÓRQUEZ-TAPIA *et al.*,

1995). Uma proposta alternativa para predizer tais áreas é apresentada por estes autores para identificar as prioridades de conservação no México, baseando-se na análise de ordenação e em modelos lineares integrados ao Sistema de Informação Geográfica (SIG).

A base de dados deste trabalho consiste de informações contidas em sítios georeferenciados dos vertebrados terrestres (mamíferos, aves, répteis e anfíbios). Para localizar áreas de riqueza de espécies BOJÓRQUEZ-TAPIA *et al.* (1995), utilizaram o Sistema de Informação Geográfica de distribuição das espécies, os quais são gerados a partir de quatro tipo de informações: 1) Digitalização do mapa do tipo de vegetação; 2) Digitalização das entidades geográficas (tipos e fases de solos, média anual de precipitação e temperatura, topografia e fisiografia); 3) Dados baseados na presença e ausência de espécies na unidade geográfica e 4) Dados baseados na associação que cada espécie tem com o tipo de cobertura vegetal.

Estes mapas digitalizados foram sobrepostos com os mapas de sítios de coleção para caracterizá-los ambientalmente. Este resultado foi transferido para matrizes de espécies e das variáveis ambientais. A partir destas matrizes, tabelas de contingência foram preparadas para subsequente ordenação.

Modelos de ordenação foram conduzidos através da análise de correspondência de espécies e as variáveis ambientais, os quais foram utilizados para detectarem as relações entre os fatores ecológicos e a distribuição das espécies, possibilitando a seleção das variáveis ambientais que melhor explicam o padrão de distribuição, identificando agrupamentos de espécies com requerimentos ecológicos similares. A partir do cruzamento de todas estas análises é possível determinar as áreas prioritárias para conservação.

Outras análises podem ser utilizadas como instrumento para determinar as prioridades para conservação, como exemplificado por FJELDSA (1994). Na África e América do Sul, este autor usou padrões geográficos de espécies de aves relictas e novas, comparan-

do tais padrões com os processos históricos e ecológicos (através da filogenia do grupo de aves). Os resultados obtidos demonstram que existem áreas onde espécies relictas originam espécies novas, pela especialização destas últimas às alterações do habitat; e ainda existem áreas onde as espécies se acumulam após suas radiações. Com isso, o autor propõe estratégias diferentes de conservação considerando o potencial das áreas em questão, enfatizando a maior urgência em se priorizar áreas onde a biodiversidade é originada.

Alguns autores priorizam áreas de conservação analisando riqueza de espécies e/ou endemismo considerando mais de um grupo diferente de animal, especialmente de vertebrados, por exemplo, PETERSON *et al.* (1993) e BOJÓRQUEZ-TAPIA *et al.* (1995). No entanto, alguns trabalhos usam apenas um grupo taxonômico como indicador de riqueza e/ou endemismo. Para determinar as prioridades de conservação, MURIUKI *et al.* (1997) utilizaram o padrão de distribuição e diversidade de espécies de aves do Quênia, inferindo as prioridades através das espécies endêmicas e de algumas variáveis ambientais das regiões de maior riqueza de espécies de aves. DAILY & EHRLICH (1995) analisam a riqueza de espécies de borboletas, como um possível índice de diversidade de pequenos organismos e determinam a capacidade de pequenos remanescentes florestais suportarem a biodiversidade. Os autores ressaltam ainda neste trabalho, o sucesso do funcionamento de corredores de vegetação, mesmo que não seja de espécies nativas, mas como uma ligação entre diferentes áreas, não somente para borboletas como também para outros organismos.

Os *taxa* utilizados como indicadores das áreas a serem selecionadas para conservação, dependem do objetivo, já que não se tem disponível dados para cada espécie. Estes *taxa* devem melhor representar os ambientes investigados. EMBERTON (1996), por exemplo, utilizou, a partir da fauna de solo, três gêneros de gastrópodes terrestres para investigar a urgência de priorização de áreas a serem conservadas. Os índices de diversidade e endemismo desses organismos, em diferentes pontos da mata estudada, foram capazes de definir as áreas

prioritárias. É por esta razão que os *taxa* são muito importantes, para refletir de maneira mais eficiente, um microambiente ou até mesmo a urgência em que se necessita de uma resposta.

Há alguns anos biólogos conservacionistas usam o processo chamado de análise de lacunas para estabelecer prioridades de conservação. Este método consiste em considerar as Áreas de Proteção ou Unidades de Conservação já implantadas e definir, como prioridades, aqueles sistemas mal representados em relação à proteção. Para isso, deve-se identificar os elementos principais que definem a diversidade biológica nas diversas áreas, para que a partir deste ponto possa se verificar o que deve ser conservado. Segundo BURLEY (1997), este processo já foi iniciado em países como a Grã Bretanha, Peru, Austrália e África do Sul. Mesmo assim, este processo ainda é alvo de intenso debate em torno de uma pergunta: deve-se fazer uma melhor representação de um tipo de ecossistema que já esteja representado em áreas de conservação, ou esforços conservacionistas devem visar à conservação de outros ecossistemas mal ou sequer representados? (BURLEY, 1997).

De qualquer forma deve-se lembrar que, a tarefa de se conservar efetivamente a biodiversidade do planeta está longe de ser cumprida antes que grande parte das espécies desapareçam. É por esse motivo que qualquer esforço conservacionista é válido mesmo que deficiente.

A conservação da biodiversidade não deve ser apenas uma preocupação nacional, mas internacional, pois a biodiversidade é um recurso da Humanidade. Esta visão poderá ajudar a estabelecer diretrizes e encontrar oportunidades para proteção da diversidade biológica, sendo importante para os governos local e nacional determinarem suas estratégias e prioridades.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BENNETT, A. F. Conservation of Mammals within a Fragmented Forest Environment: the Contribution of Insular Biogeography and Autecology. In: *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. Australia : Surrey Beatty and Sons Pty. Limited, 1987.
- BOJÓRQUEZ-TAPIA, L. A.; AZUARA, I.; EZCURRA, E. Identifying Conservation Priorities in Mexico Through Geographic Information Systems and Modeling. *Ecological Applications*, 5(1):215-231. 1995.
- BURLEY, F. W. Monitoramento da diversidade biológica no estabelecimento de prioridades em conservação. In: WILSON, E. O. (Org.) *Biodiversidade*. Rio de Janeiro : Nova Fronteira, 1997.
- COUTO, E. A. Manejo de Vida Silvestre. In: *Curso de Manejo e Administração de Unidades de Conservação*. Viçosa : IBDF/UFV, 8-24/10/1986.
- DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Preservation of Biodiversity in Small Rainforest Patches: Rapid Evaluations Using Butterfly Trapping. *Biodiversity and Conservation* 4: 35-55. 1995.
- EMBERTON, K. C. Conservation Priorities for Forest-floor Invertebrates of the Southeastern Half of Madagascar: Evidence from two Land-snail Clades. *Biodiversity and Conservation* 5:729-741. 1996.
- FAO/PNUMA. Conservação *in situ* dos Recursos Genéticos. Projeto FAO/PNUMA sobre Manejo de Áreas Silvestres, Áreas Protegidas y Vida Silvestre em América Latina y el Caribe. *Documento Técnico n.7*. Chile, FAO/PNUMA. 1991.
- FIRKOWSKI, C. O Habitat para Fauna: Manipulação em Microescala. *Floresta* 21 (1/2): 27-43. 1991.

- FJELDSA, J. Geographical Patterns for Relict and Yong Species of Birds in Africa and South America and Implications for Conservation Priorities. *Biological and Conservation* 3:207-226. 1994.
- FONSECA, G. A. B. Biologia de Conservação no Brasil: teoria, prática e aplicabilidade. In: *Workshop Estratégia para Conservação da Biodiversidade* - Seminário Técnico, Documento 4. Brasília, 1991.
- GENTRY, A. H. Endemism in Tropical versus Temperate Plant Communities. In: Soulé, M.E. (ed). *Conservation Biology - The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates. inc. pp153-181. 1986.
- HUBBEL, S. P.; FOSTER, R. B. Commonness and Rarity in a Neotropical Forest Implications for Tropical Tree Conservation. In: Soulé, M.E. (ed). *Conservation Biology - The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates. inc. p.205-231, 1986.
- LYNCH J. F.; WHIGHAM, D. F. Effects of Forest Fragmentation on Breeding Bird Communities in Maryland. *Biological Conservation* 28: 287-324. 1984.
- MARGULES, G.; USHER, M. B. Criteria in Assessing Wildlife Conservation Potential: a review. *Biological Conservation* 21: 79-109. 1981.
- MURIUKI, J. M.; KLERK, H. M.; WILLIAMS, P. H.; BENNUN, L.; CROWE, T. M.; BERGE, E. V. Using Patterns of Distribution and Diversity of Kenyan Birds to Select and Prioritize Areas for Conservation. *Biodiversity and Conservation* 6: 191-210. 1997.
- MITTERMEIER, R. A.; BOWLES, I. A. The Global Environment Facility and Biodiversity Conservation: Lessons to Date and Suggestions for Future Action. *Biodiversity and Conservation* 2:637-665. 1993.
- MOONEY, P. R. *O escândalo das sementes: o domínio na produção de alimentos*. São Paulo : Nobel, 1987.

- PRANCE, G. T. (ed.). *Biological Diversification in the Tropics*. New York : Columbia University Press, 1982.
- PRESSEY, R. L.; HUMPHRIES, C. J.; MARGULES, C. R.; VANE-WRIGHT, R. I.; WILLIAMS, P. H. Beyond Opportunism: key principles for systematic reserve selection. *TREE* 8(4): 124-128. 1993.
- PETERSON, A. T.; FLORES-VILLELA, O. A.; LEÓN-PANIAGUA, L. S.; LLORENTE-BOUSQUETS, J. E.; LUIZ-MARTINEZ, M. A.; NAVARRO-SIQUENZA; TORRES-CHÁVES, M. G.; VARGAS-FERNÁNDEZ, I. Conservation Priorities in Mexico: moving up in the world. *Biodiversity Letters*, 1: 33-38. 1993.
- PRIMACK, R. B. *Essencial of Conservation Biology*. Massachusetts-U.S.A. : Sinauer Associates Inc., 1993.
- RICKLEFS, R. E.; KALIN-ARROYO, M. T.; LATHAM, R. E.; LEWINSOHN, T. M.; LODGE, J. S.; PLATNICK, N. I.; WRIGHT, D. S. *The Distribution of Biodiversity*. In: Heywood, V.H. (Org.) *Global Biodiversity Assessment*. UNEP/Cambridge : University Press Cambridge, p. 139-173, 1995.
- SCHIERHOLZ, T. Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais. *Ciência Hoje*, 12 (71): 22-29, 1991.
- SHAFER, C. L. Minimum Population sizes for Species Conservation. *Bioscience*, 31: 131-134, 1981.
- SHAFER, C. L. (Org.). *Nature Reserves*. Washington and London : Smithsonian Institution Press, 1990.
- SHIMIZU, J. Diagnóstico de la Situación de la Conservación *in situ* de recursos Genéticos en el Brasil. In: FAO/PNUMA. *Conservação in situ dos Recursos Genéticos*. Projeto FAO/PNUMA sobre Manejo de Áreas Silvestres, Áreas Protegidas y Vida Silvestre em América Latina y el Caribe, Documento Técnico n.7. Chile, FAO/PNUMA, 1991.

- SIMBERLOFF, D.; Abele, L. G. Island Biogeography Theory and Conservation Practice. *Science*, 191: 285-286, 1976.
- SIMBERLOFF, D. The Contribution of Population and Community Biology to Conservation Science. *Ann. Ver. Ecol. Syst.* 19: 473-511, 1988.
- TRACY, C. R.; BRUSSARD, P. F. Letters to the Editor. *Ecological Applications* 4(2): 205-207, 1994.
- VANE-WRIGHT, R. I.; HUMPHRIES, C. J.; WILLIAMS, P. H. What to Protect? Systematics and the Agony of Choice. *Biological Conservation* 55: 235-254, 1991.
- WILCOVE, D. Letters to the Editor. *Ecological Applications* 4(2): 207-208, 1994.
- WILSON, E. O. A Situação Atual da Diversidade Biológica. In: WILSON, E. O. (Org.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro : Nova Fronteira, 1997.