

BIODIVERSIDADE E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO¹

GUSTAVO A.B. DA FONSECA², LUIZ PAULO DE S. PINTO³ &
ANTHONY BROME RYLANDS¹

Resumo

As áreas protegidas são o pilar central para o desenvolvimento de estratégias nacionais de conservação da biodiversidade. O Brasil possui um sistema de unidades de conservação com mais de 670 unidades de conservação, em todas as categorias de manejo, totalizando c. 60 milhões de hectares. Defende-se o argumento de que as unidades de conservação, especificamente aquelas consideradas de uso restrito, têm um único e precípuo objetivo: conservar a biodiversidade e aumentar o nível de conhecimento sobre as comunidades florísticas e faunísticas nelas representadas, em particular a porção ameaçada em função do impacto humano direto e indireto.

Abstract

Protected areas are the foundation of any national strategy for biodiversity conservation. Brazil has a system of more than 670 conservation units of diverse management categories, totalling about 60 million hectares. In this paper we argue that protected areas, specifically those of restricted use, have a single and pivotal objective: to conserve biodiversity and provide research opportunities on the floristic and faunistic communities they contain, particularly with regard to species otherwise threatened directly or indirectly by human activities.

Introdução

Visando o exame das possibilidades de uso econômico das chamadas áreas protegidas, exercício realizado por ocasião do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, esse trabalho procurou servir como pano de fundo para as discussões sobre o tema, abordando essencialmente o porque da existência dessas áreas *vis à vis* as necessidades da biodiversidade. Esse não é um artigo direcionado àqueles que ainda não entendem o valor da biodiversidade ou que não se sensibilizam com o seu acelerado desaparecimento. A premissa é que os preceitos contidos, por exemplo, nas obras organizadas por Wilson e Peter (1988) e Reaka-Kudla *et al.* (1997) são compreendidos e o desafio premente da conservação não é posto em dúvida. Para uma revisão breve e atualizada sobre a

¹ Fonseca, G.A.B., Pinto, L.P.S. e Rylands, A.B. (1997). Biodiversidade e unidades de conservação. Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Vol. I - Conferências e Palestras. pp. 189-209. Curitiba, 15 a 23 de novembro de 1997. Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Pró-Unidades de Conservação & Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.

² Depto. de Zoologia da Universidade Federal de Minas Gerais e Conservation International do Brasil.

³ Conservation International do Brasil.

importância da biodiversidade, sugerimos os trabalhos de Reid e Miller (1989) e Patrick (1997).

Por quê necessitamos de áreas protegidas, entendidas como parques e reservas? Será porque protegem, em função de seu estado relativamente “natural”, amostras significativas de ecossistemas cujos componentes são de vital importância e significado para a humanidade, ou porque contém reservas de recursos de natureza variada a serem explorados e desfrutados pelo próprio homem, somente sob regras mais rígidas e esquemas ditos “sustentáveis”? Ou serviriam, de acordo com visões mais otimistas, para ambos objetivos? Esse debate, tão atual em diversos países repositários de alta diversidade biológica, imbuído, na realidade, conceitos não comparáveis de qualidade e dinâmica, de estado e processo.

Examinando os argumentos apresentados por Reid (1996), podemos concluir que quase todos os espaços em uma paisagem são, de uma maneira ou de outra, áreas protegidas, estejam estas na forma de residências, centros urbanos, parques industriais, propriedades rurais, mananciais hídricos, ou em outras categorias de uso da terra. A grande diferença entre estes espaços protegidos e o que se convencionou chamar de parques e reservas é o objetivo final do instrumento protetor. Assim sendo, a meta desejada irá ditar a natureza das limitações e o rol dos usuários daquele espaço ou recurso.

Será defendido o argumento de que as chamadas unidades de conservação, especificamente aquelas consideradas como de uso restrito, têm um único e precípuo objetivo: conservar a biodiversidade e aumentar o nosso nível de conhecimento sobre as comunidades florísticas e faunísticas nelas representadas, em particular aquela porção ameaçada de desaparecer em função do impacto humano direto e indireto. Por definição, espécies e comunidades que conseguem sobreviver em ambientes cujo domínio do homem é significativo, não necessitam propriamente de unidades de conservação. Assim sendo, se um percentual significativo da diversidade biológica há de ser preservado, só podemos pensar em duas classes principais de paisagens: (1) aquela dominada pelo homem, em diversas intensidades, que em essência define a lógica e o grau do problema, e (2) áreas onde tenta-se ao máximo minimizar a influência humana e preservar as suas características ditas “naturais” (alguns autores tem argumentado recentemente que não existem ambientes totalmente “naturais”, ou seja, sem influência alguma do homem. Mas esse é um debate que extrapola esse trabalho). Fora desse contexto, as unidades de conservação, embora ainda extremamente úteis para uma gama variada de fins, perdem totalmente o seu sentido existencial, tornando-se apenas mais uma das inúmeras subcategorias da fluida taxionomia do uso do espaço pelo homem.

Nesse trabalho, reconhecemos como áreas dedicadas primordialmente à biodiversidade somente os parques, reservas e outras unidades de conservação (ou suas porções nucleares) com severas restrições de uso. Ilustrando essa visão, reservas extrativistas devem ser entendidas pelo que são, ou seja, *reservas para extração* de determinados recursos (Martin, 1992), e não áreas criadas para *conservar biodiversidade*, como é o caso, por exemplo, de uma estação ecológica ou reserva biológica. As últimas, por sua vez, terão pouquíssima utilidade para a subsistência direta de populações humanas, se manejadas adequadamente para o seu objetivo final.

Além disso, as unidades de conservação, por seu número e extensão reduzidos, que de acordo com Noss (1996a) ocupam hoje cerca de 3% da superfície territorial das diferentes nações, têm, e possivelmente sempre terão, pouca influência na manutenção de processos ecológicos que operam em maior escala, como clima, ciclagem de nutrientes, balanço de carbono, dentre outros. Os desafios ambientais de natureza mais geral encontram pois o seu palco apropriado nos 97% restantes da área da terra, sem contar com os ambientes marinhos. Portanto, mais uma vez, as unidades de conservação de uso indireto encontram sua justificativa principalmente no que se relaciona à diversidade biológica.

Defenderemos também a visão de que as unidades de conservação, mesmo sendo elos vitais de um sistema maior de proteção à biodiversidade, não irão desempenhar a contento o seu papel, sem a incorporação, na equação geral da conservação, das áreas influenciadas diretamente pelo homem. As unidades de conservação são e serão sempre insuficientes em número e extensão para manterem a integralidade dos componentes da biodiversidade nelas contidos. A matriz da paisagem é pois um complemento essencial para assegurar a proteção da diversidade biológica. Remetendo ao exemplo anterior, uma reserva extrativista pode auxiliar na proteção da biodiversidade de um determinado parque adjacente ou próximo, mesmo que o seu objetivo primordial não seja esse. Do mesmo modo, uma reserva florestal estabelecida com o objetivo de proteger um dado manancial hídrico, é reconhecida como vital para o abastecimento de água de um aglomerado urbano, mas pode também, acessoriamente, cumprir uma função importante na alimentação das bacias localizadas em um parque nacional, assegurando portanto a manutenção de suas comunidades florísticas e faunísticas.

Argumentaremos também que não se deve confundir os meios com os fins no debate das questões relacionadas ao manejo e proteção das unidades de conservação para o cumprimento dos seus objetivos precípuos, no que tange à biodiversidade. Assim sendo, a qualquer estratégia de exploração econômica de unidades de conservação de uso indireto, visando a sua sustentabilidade econômica e mesmo social, estará sempre associada um determinado custo em termos de impacto sobre a diversidade biológica que contém. Portanto, as atividades que se fazem necessárias para assegurar a sustentabilidade no espaço e no tempo de uma unidade de conservação, tanto as de natureza social (e.g., ações de desenvolvimento comunitário para populações residentes) quanto as de caráter econômico (e.g., turismo como gerador de renda) deverão ser também consideradas como potencialmente impactantes, embora muitas vezes inevitáveis.

Essas interpretações decorrem da teoria ecológica e não devem ser traduzidas como uma declaração ideológica ou de insensibilidade social. O fato do mundo real não se comportar como desejamos não deve servir como fator que impeça o seu entendimento. Em realidade, acreditamos que, se esses aspectos forem bem compreendidos, a tarefa de planejamento ambiental, tanto para a conservação da biodiversidade quanto para o desenvolvimento econômico e social, será certamente mais manejável. Por fim, discutiremos algumas sugestões para o planejamento ambiental em maior escala visando a manutenção da

biodiversidade, que podem contribuir para minimizar alguns dos principais problemas enfrentados pelas unidades de conservação.

A Natureza do Problema

A grande maioria dos especialistas do ramo da biologia da conservação não deixa de reconhecer que o problema da erosão de biodiversidade é sério e premente (ver Wilson, 1988; Pimm *et al.*, 1995). Alguns autores consideram ainda a extinção de linhagens evolutivas distintas como o mais grave dos problemas ambientais, já que é irreversível, ao contrário da maioria dos outros impactos (Wilson, 1988; Mittermeier, 1997). A perda de diversidade biológica é geralmente atribuída a uma gama de fatores, ressaltando-se a redução na extensão dos habitats naturais, juntamente com sua degradação progressiva, associada à exploração econômica de recursos naturais, caça, extração e poluição, dentre outros. Embora os efeitos da degradação e redução de ambientes naturais sejam de natureza variada, atingindo diferencialmente os seus componentes genético, específico, ecossistêmico e processual, a sua mensuração tem se provado extremamente difícil e complexa. Desse modo, o indicador mais frequentemente utilizado é a evolução das estimativas ligadas ao número de espécies consideradas ameaçadas de extinção.

As estimativas mais pessimistas indicam em até 20.000 o montante de espécies animais hoje em *status* precário de conservação em nível mundial (Sisk *et al.*, 1994), juntamente com cerca de 34.000 espécies, subespécies e variedades de plantas (Lucas, 1996). A IUCN, através de sua Comissão de Sobrevivência de Espécies, realizou recentemente a análise mais completa dos níveis de ameaça sobre os grupos taxonômicos mais bem conhecidos dentre os animais (Baillie e Groombridge, 1996), concluindo que no mínimo 5.205 espécies encontram-se ameaçadas. Os dados não deixam de ser alarmantes: ¼ de todas as espécies de mamíferos, 11% dos pássaros, 20% dos répteis, 25% dos anfíbios e 34% dos peixes, particularmente os de água doce, podem ser enquadrados em um das três principais categorias de ameaça (criticamente ameaçado, em perigo e vulnerável). Alguns grupos têm se mostrado especialmente susceptíveis. Dentre os mamíferos, algo em torno de 40% das quase 250 espécies da ordem Primates, da qual faz parte a nossa espécie, é hoje reconhecido como ameaçado de extinção. Mais de 60% dos perissodáctilos (cavalos, rinocerontes e antas) se encontra na mesma situação. Já para os pássaros, por exemplo, observa-se que 24% das 373 espécies de psittacídeos (papagaios e araras) viventes encontra-se em estágio precário de conservação.

Se assumirmos que os mesmos níveis de ameaça sobre as diferentes classes de vertebrados se aplicam também aos invertebrados, poderia-se suspeitar que estejam ameaçados algo em torno de 70.000 a 240.000 espécies. Somente dentre os moluscos, foram consideradas ameaçadas 920 espécies, de uma pequena fração das 70.000 conhecidas, que foram objeto da análise (Baillie e Groombridge, 1996). A documentação indica também que 611 espécies animais já se extinguíram nos últimos três séculos (não computando as que desapareceram em tempos históricos sob influência direta do homem), sendo que mais 30 estão representadas apenas por populações cativas. As principais causas do *status* precário de conservação das espécies que hoje apenas subsistem em ambiente natural estão relacionadas à redução e fragmentação de seu habitat, caça e poluição. De um

modo geral, as populações remanescentes persistem somente em unidades de conservação que possuem instrumentos adequados de proteção.

A análise realizada pela IUCN encontrou dificuldades em realizar comparações dos níveis de ameaça entre países, devido às variações em área e diferenças em níveis de conhecimento científico disponível. Não obstante, a situação brasileira, no que tange à conservação de biodiversidade, é considerada uma das mais graves no mundo. Isso não é devido necessariamente a níveis maiores de degradação dos nossos ecossistemas naturais, quando comparados à de outros países, mas principalmente pela alta diversidade biológica contida nos limites territoriais do Brasil, considerada como talvez a mais elevada do planeta (Mittermeier *et al.*, 1992). De qualquer forma, a Amazônia já perdeu algo entre 10,5% (Fearnside, 1995) e 11,8% (Eduardo Martins, comunicação pessoal) de sua cobertura florestal, a Mata Atlântica está hoje reduzida a cerca de 8,8% de sua extensão original (Fundação SOS Mata Atlântica *et al.*, 1990) e o Cerrado encontra-se com possivelmente 2/3 de sua área antropizada em diferentes níveis (Dias, 1993). São essas as regiões onde concentra-se grande parte da diversidade biológica do país, assim como a maior fração das espécies endêmicas ao nosso território.

Como resultado, o Brasil, de acordo com a IUCN (Baillie e Groombridge, 1996), ocupa o quarto lugar em número de espécies ameaçadas de mamíferos, e segundo em número de espécies de pássaros. Através de uma análise mais regionalizada, Fonseca *et al.* (1994) estimaram em 25% a fração da fauna de mamíferos brasileiros hoje sob ameaça, dado bastante alarmante, já que esse é um grupo mais bem conhecido e cujo *status* pode ser indicativo de níveis de fragilidade de outros *taxa*. Mais uma vez, várias das populações demograficamente estáveis das espécies consideradas ameaçadas estão restritas somente a unidades de conservação (ver dados ilustrativos para a Amazônia em Rylands, 1991, e em Rylands e Pinto, no prelo) e suas probabilidades de persistência estão ligadas em grande parte ao futuro dessas áreas.

O Porque das Unidades de Conservação

A maioria das nações do mundo, preocupadas com a conservação e manejo dos seus ecossistemas nativos e das espécies que neles habitam, vêm há muito estabelecendo medidas legais para proteger ou regular o uso da terra em seus territórios. Dentre os principais instrumentos regulatórios encontram-se as unidades de conservação ou áreas protegidas. Cerca de 130 países já criaram um total aproximado de 8.000 áreas protegidas, equivalentes a 3% da extensão territorial dos países (World Resources Institute *et al.*, 1992; McNeely, 1992; Noss, 1996a). Apesar de se tratar de um instrumento bastante antigo no trato dessas questões, a expansão do número de áreas protegidas no mundo foi considerado como uma estratégia particularmente vital para a conservação dos recursos naturais do planeta a partir do III Congresso Mundial de Parques, realizado em Bali em 1982. A Declaração de Bali enfatiza a importância das áreas protegidas como elementos indispensáveis para a conservação de biodiversidade, já que asseguram a manutenção de amostras representativas de ambientes naturais, da diversidade de espécies e de suas variações genéticas, além de promover oportunidades para a pesquisa científica, educação ambiental e turismo.

Um dos instrumentos-chaves mais recentes, representado pela Convenção sobre a Diversidade Biológica, certamente o mais significativo acordo internacional nessa área, firmado durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento em 1992, reconheceu a conservação *in situ* como uma das principais prioridades para a conservação de biodiversidade em todo o mundo. No âmbito da convenção, as áreas protegidas são consideradas como o pilar central para o desenvolvimento de estratégias nacionais de conservação da diversidade biológica (IUCN, 1994).

O Brasil possui hoje um sistema de unidades de conservação relativamente extenso, se comparado à outros países. São mais de 670 unidades de conservação (203 federais, 381 estaduais e 95 RPPNs), em todas as categorias de manejo, totalizando cerca de 60 milhões de hectares. Esse dado implica em que, teoricamente, 7,2% do território nacional esteja hoje sob alguma forma de proteção oficial (Ayres *et al.*, 1997). Considerando somente as unidades de conservação de uso indireto, que em virtude das restrições de uso constituem-se naquelas de maior relevância para a conservação da biodiversidade, menos de 3% da superfície do território brasileiro se encontra dedicado oficialmente a esse objetivo (444 unidades, totalizando 24 milhões de hectares). Deve ser ressaltado que essa fração reduzida não encontra-se distribuída segundo critérios de representatividade ao longo das diferentes regiões biogeográficas, resultando pois em grandes lacunas no sistema (ver seção que se segue). Essa limitação é agravada pela alta diversidade biológica contida nos limites territoriais do Brasil.

Examinaremos agora o argumento, defendido nesse trabalho, que as unidades de conservação de uso indireto representam, em essência, os órgãos vitais do sistema, no tocante ao objetivo de preservação da biodiversidade do país, sendo as demais elementos auxiliares para perseguir-se essa meta. Essa visão, no entanto, tem sido cada vez mais atacada, embora acreditemos com base em percepções em grande parte equivocadas. Fonseca (1996), em texto publicado em um boletim de tiragem limitada, resumiu esse embate, do qual reproduzimos aqui vários trechos.

O exame dos trabalhos e documentos produzidos nos últimos quatro ou cinco anos evidencia a corrente talvez hoje dominante no movimento ambientalista pós-ECO 92, promulgando o fim da dicotomia homem versus natureza, ao mesmo tempo em que anuncia o romper da nova era, onde o uso racional (ou, dito ainda, sustentável) dos recursos naturais passa a ser o paradigma da hora. Apesar de acreditarmos ser esse um conceito mais de caráter pragmático do que propriamente ancorado em dados confiáveis, mesmo assim reconhecemos que possui um grande potencial para gerar resultados benéficos para a sociedade como um todo, especialmente no que se refere ao uso racional dos recursos naturais. O equívoco, no entanto, reside na tentativa de sua inserção como balisador de estratégias de montagem e manejo do sistema de unidades de conservação de uso indireto do país. Esse equívoco foi responsável pela atual redação do projeto do Sistema de Unidades de Conservação do Brasil (SNUC), que abre caminho para a ocupação humana

permanente de frações importantes de áreas protegidas de uso indireto, mesmo daquelas já existentes, sob a alegação de que o seu impacto seria desprezível.

Não resta dúvida de que a promoção de estratégias que levem ao uso de recursos naturais renováveis de forma menos predatória, e a uma distribuição mais equitativa dos seus benefícios, é um objetivo a ser perseguido com a mais alta das prioridades. Além disso, como deverá ficar evidente mais adiante nesse trabalho, no âmbito de um sistema de unidades de conservação, áreas exploradas de forma menos intensa são um complemento essencial para assegurar a conservação da diversidade biológica. Nesse sentido, várias reservas indígenas do país contribuem de modo expressivo para preservar a biodiversidade e as culturas detentoras de um alto nível de conhecimento sobre o manejo de sistemas naturais.

Por outro lado, fato irrefutável, o uso desse novo paradigma, sem nenhum qualificador, irá nos condenar a viver em um mundo biologicamente mais pobre. O reconhecimento desse fato não deve ser atribuído à aceitação de uma ou outra postura política, não deve ser interpretado como aderência a uma ideologia ou religião. Enquanto sistemas políticos, tanto os mais quanto os menos justos, são criações das sociedades humanas, as leis do mundo físico e natural não o são. Se uma fração crescente da produtividade primária e secundária de um ecossistema, região, país, ou do planeta, é capturada por uma única espécie, as outras milhares, dezenas de milhares e milhões de espécies encontrarão limitações sérias para coexistir em um ambiente energeticamente limitado. O resultado, de acordo com a teoria ecológica, será a perda líquida de diversidade biológica. Argumentações em contrário implicam na revogação das leis da termodinâmica.

Robinson (1993), em sua crítica ao documento **Cuidando do Planeta Terra** (IUCN/UNEP/WWF, 1991), tece uma análise precisa dessa filosofia da auto-gratificação, representada pela idéia de que conservação e desenvolvimento são totalmente compatíveis (ao invés de complementares): "**Cuidando do Planeta Terra** não reconhece que, à medida em que melhoramos a qualidade de vida do homem, inevitavelmente promovemos o decréscimo na diversidade das outras formas de vida. Se não reconhecermos essas contradições, complacientemente presidiremos sobre a morte da diversidade biológica, enquanto agitamos a bandeira da conservação."

A massa de dados de campo que se avoluma sugere fortemente que as comunidades biológicas contidas em unidades de conservação de uso indireto serão eventualmente as únicas a resistirem à competição devastadora com o homem por recursos naturais limitantes, mesmo assim em caráter precário. Redford (1992), por exemplo, compilou uma lista abrangente de trabalhos realizados em florestas tropicais que demonstram o efeito deletério das populações humanas sobre a fauna nativa. A eliminação de várias espécies, que desempenham funções essenciais na ecologia das florestas, provocada pela caça de subsistência ou pela redução da área de ambiente natural efetivamente disponível, resulta em modificações significativas nas comunidades florísticas e faunísticas, quase sempre na direção de um sistema biosimplificado (e.g., Fonseca e Robinson, 1990; Martin, 1992; Mendes, 1995).

Como tais resultados levam um certo tempo até se tornarem perceptíveis, a impressão é que os ecossistemas florestais, sujeitos a atividades de subsistência e outros modos de exploração, permanecem essencialmente saudáveis. O grande tapete verde da Amazônia, visto de cima, esconde, em realidade, ecossistemas muito mais alterados pela extração seletiva de madeira, caça e poluição do que as técnicas de sensoriamento remoto são capazes de detectar (Ayres *et al.*, 1997). As consequências dessas perturbações crípticas para as complexas interrelações bióticas, como polinização, dispersão de sementes, fluxo de energia, dentre outras, lembrando ainda das mudanças drásticas na estrutura das comunidades, podem ser bastante significativas.

Essa constatação não implica em que sistemas dominados ou influenciados diretamente pela atividade antrópica sejam desprovidos de biodiversidade; significa que têm sua diversidade biológica reduzida na medida da apropriação de recursos pela espécie humana. Árvores urbanas são hábitat para dezenas de espécies de artrópodos. Já em uma floresta tropical, alguns indivíduos arbóreos, pertencentes a uma única espécie, podem abrigar milhares de formas evolutivas distintas desse mesmo grupo de animais. Do mesmo modo, as reservas extrativistas, devido às atividades praticadas, de impacto relativamente baixo se comparadas a outras alternativas de uso da terra, cumprem uma função social e de preservação muito importante para um sistema global de proteção, mas não tem a mesma relevância no que tange à conservação de biodiversidade.

Atestando essa percepção, o próprio projeto Mamirauá, frequentemente citado como caso exemplar da viabilidade do novo paradigma, tem como uma das estratégias centrais a delimitação de "zonas de proteção integral", sem interferência humana alguma. De acordo com o plano de manejo da reserva (SCM, 1996), essas áreas serão "... dedicadas à proteção integral da biodiversidade local e dos recursos genéticos que lá se encontram ... em que a primitividade da natureza permanece intacta, não se tolerando quaisquer alterações humanas, incluindo visitas ... [sendo as] únicas atividades permitidas ... as pesquisas científicas e a fiscalização".

Não obstante, a crescente pressão antrópica sobre os ambientes naturais irá certamente reduzir o número de situações onde a presença de áreas reservadas, imunes à ação direta do homem, será uma possibilidade real a longo prazo. Assim sendo, pelo seu número reduzido e extensão limitada, isoladamente esses núcleos protegidos também não irão assegurar a conservação de uma fração significativa da biodiversidade. Em outras palavras, ambas as categorias, de uso direto e indireto, são essenciais para o desenho de um sistema de conservação biologicamente viável (ver seção sobre Enfoques Regionais).

A ciência nos coloca frente a frente com uma constatação irrefutável: é uma falácia acreditarmos poder utilizar os recursos naturais sem acarretar em algum nível de perda de biodiversidade, apesar de ser uma idéia humana e filosoficamente atraente. Portanto, se desejarmos conservar o maior número possível de formas de vida, diversas áreas do planeta deverão ficar imunes à ação humana na forma de unidades de conservação de uso indireto, decisão que só pode ser tomada pela sociedade como um todo. Essa pode, é claro, decidir que esse objetivo deverá estar sempre subordinado aos interesses humanos. No entanto, a

decisão deve ser consciente: não podemos vender esperanças falsas àqueles que almejam que os seus descendentes dividam esse planeta com os mesmos vizinhos que aprenderam a apreciar.

A Fragilidade e Limitação do Sistema de Unidades de Conservação

Aceitando-se a premissa de que as unidades de conservação de uso indireto são essenciais para a preservação da diversidade biológica, cabe perguntar se o sistema atual, tanto no Brasil quanto em outros países, é suficiente para cumprir essa meta. Noss (1996a) resume o debate recente sobre os percentuais recomendados por diferentes estudos e comissões em nível internacional para serem alocados na forma de unidades de conservação pelas diferentes nações, concluindo que nem a meta de 10% sugerida pelo Congresso Mundial de Parques em 1982, nem a de 12% apresentada pela Comissão Bruntland em 1987, possuem amparo científico. Dado que a média mundial é de aproximadamente 3% dos diferentes territórios na forma de unidades de conservação, distribuído em várias categorias de manejo, supõe-se que essas metas mínimas representem mais um apelo de natureza política, visando o incremento dos sistemas nacionais de áreas protegidas, do que propriamente um limite válido para assegurar a manutenção da biodiversidade. Noss e Cooperrider (1994), por sua vez, sugerem que, em nível regional, os percentuais mínimos de paisagem natural a ser mantida são contexto-dependentes, não permitindo generalizações, podendo variar entre 25% e 75%. Ressalta-se que os sistemas analisados por esses autores são em grande parte de regiões temperadas, sendo que as áreas tropicais podem necessitar de extensões ainda maiores.

De qualquer maneira, a literatura ecológica recente concorda em pelo menos um ponto crucial: na grande maioria dos países, em especial aqueles que concentram altíssima riqueza biológica, como é o caso do Brasil, os percentuais alocados pelo estado na forma de áreas protegidas é vastamente insuficiente para assegurar a proteção da biodiversidade. Desde o detalhamento da teoria original de MacArthur e Wilson (1967) e das sugestões de suas possíveis aplicações em conservação (Wilcox, 1980; Diamond, 1986; Shafer, 1990), sabe-se que a redução na extensão de ecossistemas naturais resulta em perda de diversidade biológica, ainda que a magnitude e os fatores principais que determinam esse processo, particularmente em áreas continentais, ainda sejam objeto de grandes controvérsias (ver Brown e Hutchings, 1997; Laurance *et al.*, 1997).

Com base na aplicação das funções derivadas a partir de extensos jogos de dados oriundos principalmente de ilhas oceânicas, ambientes com alto grau de isolamento, uma redução em 90% da área de hábitat efetivamente disponível para a fauna implicaria em uma redução próxima a 50% na riqueza de espécies de uma dada região (ver Shafer, 1990). Pimm *et al.*, (1995), por exemplo, aplicaram diretamente essa conhecida relação espécie/área para concluir que, quando restrita ao *pool* de aves endêmicas de várias ilhas do Pacífico, a função descreve com relativa precisão a dinâmica da perda de espécies provocada pela redução da área disponível, resultando em conclusões alarmantes quanto ao futuro da avifauna daquela região. Grelle *et al.* (1996), por sua vez, descreveram a mesma

tendência de uma maior fragilidade das espécies de mamíferos endêmicos à Mata Atlântica em resposta à progressiva eliminação da cobertura florestal desse bioma.

Na ausência de medidas que impeçam a antropização progressiva dos espaços que circundam as unidades de conservação, essas últimas passarão a ser comportar como fragmentos crescentemente isolados em um oceano de habitats essencialmente inóspito. Uma revisão recente (Laurance *et al.*, 1997) apresenta uma compilação de diferentes estudos sobre biotas tropicais em nível mundial, que investigaram os efeitos deletérios da fragmentação sobre a diversidade local e regional. Laurance *et al.* (1997) descrevem ainda uma extensa gama de fatores aos quais pode ser atribuída a fragilidade dos ecossistemas tropicais e de seus componentes faunísticos e florísticos. Dentre estes, ressalta-se a distribuição pontuada de uma porção significativa das espécies tropicais, a sua baixa densidade demográfica mesmo em condições naturais, e o seu maior grau de especialização, incluindo as interdependências de natureza biótica (e.g., polinização e mutualismo). Essas características fazem com que as consequências dos impactos humanos sejam agravadas, resultando no decréscimo da riqueza e diversidade de espécies.

Não obstante, é válido perguntar por quê regiões severamente alteradas e fragmentadas, como é o caso da Mata Atlântica (Fonseca, 1985), ainda não perderam diversidade biológica, mensurada em termos de número de espécies, como seria de se esperar com base, por exemplo, na relação espécie/área? Apesar do *status* de conservação de um grande número de espécies da Mata Atlântica ser hoje bastante precário (Fonseca *et al.*, 1994), a região ainda não perdeu 50% de suas espécies, como era esperado, por duas razões principais: em áreas continentais, os remanescentes florestais (ou outros tipos de habitat) quase nunca se tornam totalmente isolados, e as porções da paisagem, já alteradas, podem permitir (a) algum nível de intercâmbio de indivíduos entre diferentes comunidades e (b) a persistência de uma fração da diversidade original, embora com composição depauperada, em comparação com os níveis anteriores de riqueza local de espécies. Em outras palavras, as áreas não reservadas e já alteradas não são totalmente desprovidas de biodiversidade. Em segundo lugar, os efeitos da fragmentação não se farão notar de imediato, sendo que as comunidades passarão por um processo de relaxamento faunístico de duração variável, até um estágio de equilíbrio subsequente caracterizado por um menor número de espécies (Wilcox, 1980). Por outro lado, espécies endêmicas, além daquelas com maior requerimento de área, respondem muito mais rapidamente à dinâmica de fragmentação, tanto que compõem hoje um conjunto bastante significativo de formas altamente ameaçadas e com necessidade de proteção em unidades de conservação (Fonseca *et al.*, 1994).

Não só a diversidade regional pode decrescer em função da degradação de ecossistemas naturais, mas também as comunidades aparentemente em bom estado, protegidas na forma de unidades de conservação, irão experimentar um processo de erosão de diversidade biológica até mesmo na ausência de impactos diretos subsequentes. Wilcox (1980), por exemplo, derivou estimativas de colapsos faunísticos bastante significativos para populações de grandes vertebrados de vários parques nacionais da África, mesmo para aqueles de grande extensão (e.g., 14.504 km²), em função da limitação de área e do seu crescente isolamento. Na Mata Atlântica brasileira, Fonseca (1989) e Fonseca e Robinson (1990) demonstraram que a diversidade local de pequenos mamíferos pode ser explicada,

em parte, pela redução do hábitat disponível nas paisagens sujeitas a crescente fragmentação, mesmo que outros fatores, como a complexidade estrutural de fragmentos florestais e as interações bióticas, possam também influenciar nos padrões de estruturação dessas comunidades. Dado que somente 8% da Mata Atlântica ainda possui cobertura florestal, poderíamos deduzir que mesmo se todas as áreas remanescentes fossem reservadas para proteção na forma de unidades de conservação, a erosão de diversidade biológica seria inevitável. Essa constatação, por sua vez, poderia levar à conclusão de que não existe uma solução possível para o problema da conservação da biodiversidade desse bioma.

Mas a questão é ainda mais complexa. Não só a extensão reduzida do sistema de unidades de conservação impede a preservação a longo prazo da diversidade biológica, mas a vitalidade do sistema depende também dos padrões de distribuição das áreas protegidas ao longo da paisagem. Visto que as unidades de conservação são criadas invariavelmente em função das oportunidades que se apresentam em um determinado momento, o sistema não é capaz de representar adequadamente a diversidade dos diferentes hábitats e ecossistemas (Pressey *et al.*, 1993). Exemplificando, uma análise recente enfocando a Amazônia brasileira e a Mata Atlântica indica claramente que o atual sistema não é geográfica e ecologicamente bem distribuído (Ayres *et al.*, 1997). O *Workshop 90 - Prioridades Biológicas para a Conservação da Amazônia*, organizado pela Conservation International, pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e pelo Ibama, evidenciou o alto grau de heterogeneidade da Amazônia em termos da distribuição de espécies, topografia, solos, sistemas hídricos e tipos vegetação, características que tornam o processo de planejamento do sistema bastante mais complicado (Rylands, 1990; Rylands e Pinto, no prelo).

Ilustrando esse fato, enquanto vários centros de endemismo da Amazônia central e ocidental estão razoavelmente bem representados, os ecótonos sul-amazônicos estão desprovidos de unidades de conservação (Ayres *et al.*, 1997). Na Mata Atlântica, se por um lado os centros de endemismo localizados mais ao sul estão cobertos por um número considerável de áreas protegidas, os do nordeste encontram-se sub-representados. Acredita-se que esse problema seja comum a outras grandes regiões do país, como o Cerrado e a Caatinga. Além disso, é necessário manter um certo grau de continuidade e conectividade no âmbito do sistema, meta que geralmente se contrapõe à anterior, ou seja, à busca de representatividade (uma das principais questões que permeia a controvérsia conhecida como *SLOSS - Single Large or Several Small Reserves*; ver Simberloff e Abele, 1976).

Mesmo em nível nacional, as distorções geográficas do sistema são claras. A região Amazônica possui cerca de 19% do número de unidades de conservação brasileiras, mas concentra 81% do total da área protegida do Brasil. Já a Mata Atlântica, um dos biomas mais ameaçados do planeta, abriga quase a metade do número total de unidades de conservação, mas é responsável por apenas 8% da extensão territorial protegida no país. Corrigindo pela extensão original de ambos os biomas, esses dados indicam que a Amazônia possui cinco vezes mais área sob proteção do que a Mata Atlântica, embora essa última necessite, em função do seu grau de degradação, de uma cobertura mais extensa representada na forma de unidades de conservação. A Caatinga e os Campos Sulinos estão

obviamente sub-representadas no sistema, compreendendo menos de 1% da área total protegida. O tamanho médio das unidades de conservação também indica as diferenças marcantes entre os biomas. Enquanto na Amazônia o tamanho médio é de 356.000 ha, na Mata Atlântica é de 14.500 ha, ou seja, vinte e cinco vezes menor, o que implica na necessidade da adoção de estratégias de manejo e conservação diferenciadas.

A fragilidade do sistema de unidades de conservação do país não se resume aos aspectos de natureza técnico-científica ligados à sua extensão e distribuição, mas estão hoje associados principalmente à falta de capacidade dos órgãos de governo em proporcionar os instrumentos adequados ao seu manejo e proteção. Dentre os principais problemas encontram-se a situação fundiária indefinida de várias unidades, invasões, falta de pessoal e recursos financeiros, instabilidade política das agências de meio ambiente, além de vários outros. A falta de uma base de informações confiável sobre a rede de unidades de conservação é outra limitação séria do sistema, impedindo a identificação das medidas necessárias ao seu manejo (Queiróz *et al.*, 1997). Das unidades de conservação com informações disponíveis, no plano estadual e federal, verifica-se que 46% ainda não foram devidamente demarcadas, 78% possuem fiscalização inadequada e 75% não possuem planos de manejo. Um grande número de áreas protegidas enfrentam também ameaças advindas da expansão urbana e projetos de infraestrutura (estradas, rodovias, barragens), além da caça e queimadas predatórias (Rylands, 1991; Rylands e Pinto, no prelo).

Em resumo, a construção do atual sistema de unidades de conservação do Brasil foi uma grande conquista para o país, e no âmbito do qual existem inúmeras áreas de altíssima importância biológica. Por outro lado, o sistema representa um alicerce ainda muito frágil para suportar as pressões sobre a nossa biodiversidade. As limitações ligadas à extensão e representatividade do sistema, aliadas à progressiva deterioração das áreas protegidas em função de impactos externos que não podem ser adequadamente enfrentados pelas agências de governo, juntamente com as pressões de natureza econômica e social, fazem com que as estratégias para a conservação da biodiversidade brasileira requeiram desenhos mais complexos e bem amparados cientificamente.

Por um enfoque Regional Para a Biodiversidade

Voltando às perguntas iniciais desse trabalho, qual é a abordagem mais promissora para as questões ligadas à perda local e regional de espécies endêmicas, de distribuição pontuada, ou com grandes requerimentos de áreas, além das comunidades das quais dependem, se (1) o sistema de unidades de conservação é insuficiente em tamanho e representação, e se (2) as possibilidades de incremento do sistema são cada vez menores face às demandas do homem? A alternativa mais promissora é o que se convencionou chamar de “ecologia de paisagens” (*landscape ecology*), cuja conceituação original não é nova (ver Forman e Godron, 1981), mas que tem recebido uma crescente atenção nos últimos anos (Forman, 1995; Miller, 1996; Noss, 1996b), inclusive com propostas concretas de aplicação no Brasil (Ayres e Fonseca, 1997).

De acordo com Noss (1983), essa abordagem pode ser utilizada para endereçar as diferentes escalas de diversidade, desde a local até a regional, utilizando-se de métodos que assegurem a seleção criteriosa de porções suficientemente grandes de ambientes naturais, buscando-se representar diferentes ecossistemas e também manter ou incrementar os níveis de conectividade entre as diferentes áreas. Mas requer-se também que interferência humana nas unidades de conservação (entendidas como de uso indireto) ou nos núcleos protegidos de outras categorias de manejo, deva ser mantida em níveis mínimos, já que representam as vértebras de sustentação do sistema.

Uma das propostas mais recentes nessa linha pode ser encontrada no desenho do Projeto Parques e Reservas, que visa o estabelecimento de corredores ecológicos na Amazônia e na Mata Atlântica, no âmbito do Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais Brasileiras, conhecido como PP/G7 (Ayres *et al.*, 1997). Através desse enfoque, busca-se mudar o paradigma das “ilhas biológicas” (ou seja, das unidades de conservação vistas sob uma óptica localizada), para aquele dos “corredores ecológicos”, levando em consideração a dinâmica da paisagem e as interrelações entre as áreas protegidas (Ayres e Fonseca, 1997). Ao invés de perpetuar-se o planejamento pontual, as necessidades da biodiversidade são examinadas em maior escala, desenvolvendo-se estratégias conjuntas para as unidades de conservação e para os espaços não estritamente protegidos, com a meta final de incrementar a extensão efetivamente disponível para a conservação.

Um dos requerimentos dessa abordagem é que frações significativas, em alguns casos excedendo em 20% a área dos corredores, sejam reservadas para preservação total, buscando também identificar as atividades mais compatíveis para os espaços intersticiais. Utilizando esses critérios, juntamente com considerações de representatividade biogeográfica, o projeto identificou cinco grandes corredores na Amazônia brasileira e dois na Mata Atlântica, que conjuntamente teriam o potencial de conservar mais de 75% das espécies de vertebrados dos biomas florestais do país. Uma variação desse esquema pode ser encontrada nas Reservas da Biosfera, propostas inicialmente pela Unesco (Batisse, 1992), muito embora o conceito não levasse em consideração aspectos relativos à representatividade do sistema e às necessidades de conservação de grupos taxonômicos particularmente ameaçados. Assim sendo, as Reservas da Biosfera herdaram a camisa de força do planejamento localizado, sem endereçar as interrelações entre as áreas protegidas.

A maior desvantagem dos enfoques regionais, tanto a estratégia dos corredores quanto a das Reservas da Biosfera, é a necessidade de instrumentos reguladores da atividade humana, particularmente nas áreas próximas a unidades de conservação. Apesar disso, o conceito amplia as fronteiras de análise para a paisagem regional, deixando de lado a visão estanque das áreas protegidas, podendo fazer uso de instrumentos mais adequados às necessidades de conservação de biodiversidade, ao mesmo tempo que aceita, em níveis variados, a apropriação humana de uma fração significativa da paisagem. De fato, a abordagem agrega um valor adicional às áreas sob domínio humano, reconhecendo a sua importância na resolução do problema da erosão da biodiversidade.

Unidades de Conservação de Uso Indireto: Uso Econômico ou Preservação?

Voltando ao tópico geral do simpósio para o qual esse trabalho foi elaborado, podemos agora discutir se existem reais possibilidades, ou mesmo a necessidade, da exploração econômica das unidades de conservação de uso indireto. O principal argumento utilizado pelos proponentes desse uso é o de que a ausência de medidas que tratem das necessidades de desenvolvimento econômico das comunidades que habitam a região de influência de unidades de conservação resulta fatalmente em conflitos que podem levar até à perda dessas áreas (Diegues, 1996), que passariam a ser dedicadas a outros usos, certamente de maior impacto ambiental. O não-uso implicaria também em uma renúncia de rendimentos, considerados por alguns como sendo significativos, e que poderiam ser potencialmente aplicados no fortalecimento das agências mantenedoras das unidades de conservação, tradicionalmente sub-financiadas pelo poder público, além de utilizados para o manejo e melhoria do sistema. No entanto, acreditamos que a análise do conjunto de dados e informações contidas nesse artigo indica que, com algumas exceções, no cenário atual, ambos as estratégias têm se mostrado de difícil materialização.

Existe também o risco real de que o uso econômico possa acarretar na diminuição do valor das unidades de conservação de uso indireto *vis à vis* o seu objetivo principal, ou seja, a preservação da diversidade biológica, em especial daquela fração mais diretamente afetada pela atividade humana. Uma das mais importantes carências do sistema é a falta de conhecimento sobre a composição e magnitude da biodiversidade distribuída nas unidades de conservação, fazendo com que qualquer esquema mais intensivo de exploração seja extremamente temerário. Partindo ainda da premissa de que o sistema de áreas protegidas é insuficiente em tamanho, extensão e representatividade, aliado ao fato de que grande parte das unidades carece de estrutura adequada para seu manejo e fiscalização, consideramos que as tentativas de seu uso para outros fins, que não o da conservação, pesquisa e educação ambiental, podem ter sérias consequências para a biodiversidade que contém, particularmente na ausência de investimentos adicionais.

Em nível da América do Sul, Amend e Amend (1992), por exemplo, revelaram que 86% de todos os parques nacionais da região já enfrentam problemas sérios advindos de populações humanas residentes temporária ou permanentemente nos seus limites. Nesse estudo, os administradores de áreas protegidas declararam que a degradação ligada a extração de recursos naturais, a ausência de pessoal qualificado, a problemas fundiários e ameaças oriundas de atividades agrícolas no seu interior ou em sua vizinhança, dentre outros, acarreta em impactos de grande magnitude. Esse fatores fazem com que a já limitada extensão de paisagem alocada para a proteção da biodiversidade possa eventualmente sofrer reduções significativas. Se, juntamente a esses problemas, fossem adicionados aqueles previstos pela exploração econômica e intencional das áreas, o resultado final poderia ser desastroso.

Mas, como para qualquer regra, existem exceções. Alguns parques nacionais brasileiros, por exemplo, têm-se mostrados bastante importantes no contexto regional, principalmente onde o turismo é uma das principais atividades econômicas. O Parque Nacional da Foz do Iguaçu, por exemplo, recebe quase 1.000.000 de visitantes por ano, gerando uma receita de US\$ 5 milhões apenas com a venda de ingressos. O Parque Nacional de Brasília é visitado anualmente por 200.000 pessoas (Ibama, 1997). Em escala menor, o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, com 12.000 visitantes/ano e uma tendência crescente do fluxo turístico, é extremamente importante para a economia estagnada da Costa da Baleia, no sul da Bahia. O cessamento dessas atividades, a pretexto de melhorar as condições para a manutenção da biodiversidade local, seria certamente inviável econômica, política e socialmente.

Entretanto, mesmo nesses poucos exemplos, a atividade econômica não tem demonstrado resultar nos benefícios propalados pelos defensores de uma utilização mais intensiva das unidades de conservação. Essas áreas invariavelmente carecem de infra-estrutura adequada para a recepção de visitantes, o planejamento e ordenamento das atividades é precário, e não existe uma massa crítica de pessoal qualificado a lidar com esse tipo de exploração. Além disso, os recursos obtidos com a venda de ingressos e com outras atividades tardam a retornar à fonte original, se é que retornam em algum momento, já que uma boa parte é consumida pela burocracia central do órgão gestor. Portanto, os exemplos indicam que, embora seja teoricamente possível o desenvolvimento de projetos de geração de renda no âmbito de algumas unidades de conservação, particularmente aquelas com uma vocação regional que favoreça o ecoturismo, há necessidade de planejamento e investimentos prévios, sob a pena da degradação da área e da baixa taxa de retorno dos recursos gerados para a sua manutenção.

Existe um elemento adicional a ser considerado. É inconcebível que qualquer modelo de desenvolvimento do país, dependa, em grande monta, da incorporação para uso econômico do modesto 3% da superfície do território brasileiro hoje (teoricamente) reservado para as unidades de conservação de uso indireto. Deve ser ressaltado que grande parte do atual sistema se distribui em regiões remotas, esparsamente povoadas, dificultando a rentabilidade das atividades ligadas à exploração de suas áreas. Embora carecendo de dados confiáveis que suportem a nossa suposição de que o conjunto das unidades de conservação não é economicamente auto-sustentável, consideramos que os riscos são muito altos para tentar comprovar-se o contrário por meio de ações práticas. O sistema é reconhecidamente frágil, carente de recursos humanos e financeiros, e ainda insuficiente para atender as necessidades de preservação de nossa biodiversidade, mas é ao mesmo tempo, extremamente valioso para o país, não havendo pois espaço para aventureirismos. Cabe hoje ao estado, portanto, assegurar a viabilidade dos pilares de sustentação da diversidade biológica do Brasil, representados por suas áreas protegidas.

Não podemos aceitar a tese de que o futuro do Brasil possa depender, minimamente que for, da mobilização, para uso humano, dos recursos biológicos contidos no sistema de unidades de conservação, em uma extensão agregada apenas um pouco maior do que aquela comprada à Bolívia e anexada ao Brasil há menos de 100 anos atrás. Acreditamos, sim, que

o país pode eventualmente beneficiar-se da altíssima biodiversidade preservada em suas unidades de conservação, particularmente através do progresso da pesquisa científica, que ampliará o elenco de opções de uso mais racional desses recursos.

Apesar da terminologia de *uso indireto* estar hoje sob constante ataque, o conceito continua atual e meritório. O fato das unidades de conservação sob essa categoria de manejo estarem dedicadas à preservação da biodiversidade, e portanto não permitirem atividades que impliquem na biosimplificação das suas comunidades, não significa que não tenham *uso*. Além da função maior de repositórias da biodiversidade *in situ*, as áreas protegidas cumprem um importante papel nas estratégias gerais de conservação, servindo como foco central para projetos de educação e informação ambiental, assim como laboratórios naturais para pesquisa científica e bioprospecção.

Conclusão

O estabelecimento de parques e reservas no Brasil pode ser considerado um fenômeno ainda recente. A maioria das unidades de conservação de uso indireto, mais especificamente na Amazônia, foi criada nos últimos 20 anos, tanto em termos de número (96%) quanto em área (91%). Esse processo tenta se contrapor às tendências de ocupação crescente do espaço natural, que têm aberto frentes para a exploração em larga escala dos recursos naturais da região. No entanto, espera-se que as oportunidades para a expansão do sistema se esgotem nas próximas duas décadas, tornando imperativa a identificação de estratégias em larga escala (e.g., através da ciência da ecologia de paisagens) que auxiliem na manutenção do sistema de áreas remanescentes, em um cenário de pressão crescente resultante do previsível desenvolvimento econômico.

Para tanto, será vital a definição dos objetivos específicos de conservação de cada unidade do sistema, baseada no conhecimento sobre a diversidade que contém. Com exceção daquelas com tamanho maior, prevê-se que será necessário um manejo ativo de quase todas as áreas protegidas, e sua sobrevivência dependerá, em última análise, das ações mitigadoras das atividades humanas nas áreas circunvizinhas - o conceito central do projeto dos Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil, em desenvolvimento no âmbito do Programa Piloto (PP/G7). A ciência da biologia da conservação está repleta de exemplos das alterações por que passam comunidades animais e vegetais em consequência da fragmentação e isolamento de paisagens naturais. As maiores esperanças para o equacionamento desse problema podem ser encontradas nas áreas de ecologia e manejo de paisagens, ainda pouco desenvolvidas nas regiões tropicais, mas com grandes possibilidades de ser extremamente úteis no futuro próximo.

Em síntese, conservação de biodiversidade não é, certamente, somente unidade de conservação, mas unidade de conservação é, em essência, conservação de biodiversidade. A grande dificuldade, que permeia o ramo da conservação desde o seu surgimento, é a esperança de que a causa do problema seja também, em parte, a sua solução. No entanto, não é possível ter o bolo e comê-lo ao mesmo tempo. Permanece assim o dualismo *unidades de conservação* e *áreas dominadas pelo homem*, que, aceitamos, possa ser interpretado como o conceito “tradicional” da conservação. Mas o dualismo assegura que

essas formas de uso do espaço possam ser considerados complementares, ao invés de clamarem ser amalgamadas em uma só estratégia, que ao que tudo indica, seria desastrosa. Portanto, sem a permanência desse dualismo como balisador das estratégias para a biodiversidade, o estado da arte no âmbito da biologia da conservação sugere que grande parte das espécies e comunidades mais ameaçadas do Brasil e do mundo estará com certeza fadada ao desaparecimento.

Referências Bibliográficas

- Amend, S. e Amend, T. (1992). Human occupation in the National Parks of South America: a fundamental problem. *Parks*, 3(1):4-8.
- Ayres, J. M. e Fonseca, G. A. B. (1997). The Neotropical Rainforest Corridors project. Abstracts of the 1997 ESA Meetings, Supplement to the *Bulletin of the Ecological Society of America*, Albuquerque, New Mexico.
- Ayres, J. M., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Queiroz, H. L., Pinto, L. P. de S., Masterson, D. e Cavalcanti, R. (1997). Abordagens Inovadoras para Conservação da Biodiversidade do Brasil: Os Corredores Ecológicos das Florestas Neotropicais do Brasil - Versão 3.0. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Neotropicais, Projeto Parques e Reservas. Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), Brasília.
- Baillie, J. e Groombridge, B. (eds.) (1996). *1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Batisse, M. (1992). The biosphere reserve: a tool for environmental conservation and management. *Environmental Conservation*, 9:101-111.
- Brown, K. S., Jr. e Hutchings, R. W. (1997). Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. Em W. F. Laurance e R. O. Bierregaard, Jr. (eds.) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Diamond, J. (1986). The design of a nature reserve system for Indonesian New Guinea. Em M. E. Soulé (ed.) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Publishers, Sunderland, Massachusetts.
- Dias, B. F. S. (1993). A conservação da natureza. Em M. N. Pinto (org.) *Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. Editora Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Diegues, A. C. (1996). Conflitos entre populações e UCs na Mata Atlântica. Em A. Ramos e J. P. Capobianco (orgs.) *Unidades de Conservação no Brasil: aspectos gerais, experiências inovadoras e a nova legislação (SNUC)*. Instituto Socioambiental, São Paulo, S.P.
- Fearnside, P. M. (1995). Quem desmata a Amazônia, os pobres ou ricos? *Ciência Hoje*, 19(113): 26-33.
- Fonseca, G. A. B. (1985). The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 34:17-34.
- Fonseca, G. A. B. (1996). Gente ou sem gente? O pêndulo da discórdia. *Boletim Informativo da Funatura*.

- Fonseca, G. A. B. (1989). Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia*, 6(3):381-421.
- Fonseca, G. A. B. e Robinson, J. G. (1990). Forest size and structure: Competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53:99-152.
- Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Costa, C. M. R., Machado, R. B. e Leite, Y. L. R. (1994). Mamíferos brasileiros sob ameaça. Em G. A. B. da Fonseca, A. B. Rylands, C. M. R. Costa *et al.* (eds.) *Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Forman, R. T. T. (1995). *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Forman, R. T. T. e Godron, M. (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 31:733-740.
- Fundação SOS Mata Atlântica, Inpe e Ibama (1990). *Atlas dos Remanescentes Florestais do Domínio da Mata Atlântica*. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Grelle, C. E. D., Fonseca, M. T., Fonseca, G. A. B. e Costa, L. P. (1996). Endemismo e extinção de mamíferos brasileiros. *Resumos do III Congresso Brasileiro de Ecologia*, Brasília, D. F.
- Ibama - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (1997). Primeiro Congresso Latino-Americano de Parques Nacionais e Outras Áreas Protegidas - Relatório Nacional do Brasil. Ibama, DIREC/DEUC, Brasília.
- IUCN - The World Conservation Union (1994). *A Guide to the Convention on Biological Diversity*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN/UNEP/WWF (1991). *Caring for the Earth: A Strategy for Sustainable Living*. Gland, Switzerland.
- Laurance, W. F., Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Didham, R. K., Smith, A. P., Lynam, A. J., Viana, V. M., Lovejoy, T. E., Sieving, K. E., Sites, J. W., Jr., Andersen, M., Tocher, M. D., Kramer, E. A., Restrepo, C. e Moritz, C. (1997). Tropical forest fragmentation: Synthesis of a diverse and dynamic discipline. Em W. F. Laurance e R. O. Bierregaard, Jr. (eds.) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Lucas, G. (1996). 33,730 threatened plants! *Plant Talk*, (October):30-32.
- MacArthur, R. H. e Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Martin, E. (1992). Extractive reserves: a critical analysis, Brazil. Manuscrito preparado para o *Liz Clairborne Art Ortenberg Foundation Community Based Conservation Workshop*.
- McNeely, J.A. (1992). The contributions of protected areas to sustaining society. Em *Plenary Sessions and Symposium Papers, IVth World Congress on National Parks and Protected Areas*, Venezuela, 1992. World Conservation Union (IUCN), Gland.
- Mendes, S. L. (1995). Importância dos remanescentes de Mata Atlântica no estado do Espírito Santo para a conservação de primatas. *Cadernos de Pesquisa da UFES* (4):1-14.
- Miller, K. R. (1996). Conserving biodiversity in managed landscapes. Em R. C. Szaro e D. W. Johnston (eds.) *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York.

- Mittermeier, R. A. (1997). Homegrown Varieties. *Newsweek*, (August) 11:20.
- Mittermeier, R. A., Ayres, J. M., Werner, T. e Fonseca, G. A. B. (1992). O país da megadiversidade. *Ciência Hoje*, 14(81):20-27.
- Noss, R. F. (1983). A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33(11):700-706.
- Noss, R. F. (1996a). Protected areas: how much is enough? Em R. G. Wright (ed.) *National Parks and Protected Areas: Their Role in Environmental Protection*. Blackwell Science, Cambridge.
- Noss, R. F. (1996b). Conservation of biodiversity at the landscape level. Em R. C. Szaro e D. W. Johnston (eds.) *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York.
- Noss, R. F. e Cooperrider, A. (1994). *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.
- Patrick, R. (1997). Biodiversity: why is it important? Em Reaka-Kudla, M. L., Wilson, D. E. e Wilson, E. (eds.) *Biodiversity II: Understanding and Protecting our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Washington, D. C.
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L. e Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science*, 269:347-350.
- Pressey, R. L., Humphries, C. J. Margules, C. R., Vane-Wright, R. I. e Williams, P. H. (1993). Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8(4):124-128.
- Queiróz, H., Hirsch, A., Diniz, C., Pinto, L. P. S., Ayres, J.M., Fonseca, G.A.B., Landau, E. C., Corrêa, J.R. da C. e Dinnout, A. S. (1997). Um Banco de Dados para a rede de unidades de conservação do Brasil. *Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Curitiba, 15 a 23 de novembro. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba.
- Reaka-Kudla, M. L., Wilson, D. E. e Wilson, E. (eds.) (1997). *Biodiversity II: Understanding and Protecting our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Washington, D. C.
- Redford, K. H. (1992). The empty forest. *BioScience* 42(6):412-422.
- Reid, W. V. (1996). Beyond protected areas: Changing perceptions of ecological management objectives. Em R. C. Szaro e D. W. Johnston (eds.) *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York.
- Reid, W. V. e Miller, K. R. (1989). *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Robinson, J. G. (1993). The limits to caring: sustainable living and the loss of biodiversity. *Conservation Biology*, 7(1):20-28.
- Rylands, A.B. (1990). Priority areas for conservation in Amazonia. *Trends in Ecology and Evolution*, 5(8), 240-241.
- Rylands, A. B. (1991). *The Status of Conservation Areas in the Brazilian Amazon*. World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Rylands, A.B. e Pinto, L.P.S. *Conservação da biodiversidade na Amazônia brasileira: Uma Análise do Sistema de Unidades de Conservação*. Cadernos, Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável-FBDS, N° 1, Rio de Janeiro, no prelo.

- SCM - Sociedade Civil Mamirauá (1996). *Mamirauá: Plano de Manejo*. SCM/CNPq/MCT, Manaus.
- Shafer, C. L. (1990). *Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- Simberloff, D. e Abele, L. G. (1976). Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 193:1032.
- Sisk, T. D., Launer, A. E., Switky, K. R. e Ehrlich, P. R. (1994). Identifying extinction threats. *BioScience* 44(9):592-604.
- Wilcox, B. A. (1980). Insular ecology and conservation. Em M. E. Soulé e B. A. Wilcox (eds.) *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Publishers, Sunderland, Massachusetts.
- Wilson, E. O. (1988). The current state of biological diversity. Em E.O. Wilson e F. M. Peter (ed.) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D. C.
- Wilson, E. O. e Peter, F. M. (1988). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D. C.
- World Resources Institute, The World Conservation Union e Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (1992). *A Estratégia Global de Biodiversidade*. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba.