Porque precisamos de megareservas na Amazônia

CARLOS A. PERES

Center of Ecology, Evolution and Conservation, School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich NR4 7TJ, United Kingdom.
e-mail: c.peres@uea.ac.uk

RESUMO

A Amazônia brasileira enfrenta as maiores ameaças e apresenta as maiores oportunidades dos nossos tempos para a conservação da biodiversidade tropical. Considero vários aspectos de planejamento da conservação da biodiversidade em grande escala (p. ex., extração dos recursos, extensas áreas necessárias aos grandes predadores, migração de espécies, fogo e seqüestro de carbono) à luz do nosso parco entendimento dos padrões de distribuição das espécies no âmbito da bacia e da pouco conhecida biota amazônica. A persistência dessa biota no longo prazo é melhor atendida pela proteção integral e pelo desenvolvimento sustentável das reservas florestais, que estão incrustadas em uma matriz florestal benigna e extensa o suficientemente para dar sustento a um conjunto completo de espécies e aos processos ecológicos, em uma escala de paisagem. A proteção e o desenvolvimento controlado das florestas é urgente, devido à rápida aceleração das tendências de expansão da fronteira agrícola em terras devolutas.

ABSTRACT

Brazilian Amazonia faces one of the greatest threats and opportunities for tropical biodiversity conservation of our times. I consider several large-scale issues in biodiversity conservation planning (e.g., resource extraction, large areas needed for top predators, species migration, fire, and carbon sequestration) Amazon biota. The long-term persistence of this biota is best served by strictly protected and sustainable development forest reserves that are both embedded in a benign forest matrix and sufficiently large to support a full complement of species and landscape-scale ecological processes. Given rapidly accelerating trends in agricultural frontier expansion into previously unclaimed public lands, protection and controlled development of forests is urgent.

INTRODUÇÃO

Cerca de metade das florestas tropicais do mundo têm sido vítimas de cortes rasos desde a década de 1950 e, ainda assim, somente cerca de 7,2% são protegidas (Fagan, 2005). A Amazônia brasileira abrange em torno de 40% da floresta tropical remanescente no mundo e tem a taxa absoluta de desmatamento mais alta: em média, cerca 1,8 milhão de hectares por ano desde 1988 (INPE - Instituto Nacional de Pesquisas, 2004). Vastas extensões de floresta primária também estão sendo degradadas pela fragmentação do habitat, efeitos de

borda, corte seletivo, incêndios, sobrecaça , mineração ilegal de ouro e outras atividades (Laurance & Peres, 2005).

Os objetivos da conservação da biodiversidade em muitas regiões de florestas tropicais densamente ocupadas são em grande parte restritos a pequenas áreas remanescentes de floresta primária, que já tenham sido definidas como reservas naturais. Em contraste, as últimas grandes regiões remanescentes de floresta tropical selvagem, como a bacia amazônica, podem ter seu quinhão nos problemas de conservação, mas mantêm-se relativamente intactas (ver Peres & Lake, 2003). Portanto, grandes oportunidades estão ainda disponíveis para expandir, substancialmente, o sistema de reservas de floresta primária, desde que limitações financeiras, sociopolíticas e institucionais possam ser superadas. A Amazônia brasileira, de forma discutível, enfrenta as maiores ameaças e apresenta as maiores oportunidades para a conservação da biodiversidade da nossa época. Argumento que a persistência da biota amazônica em longo prazo seria melhor atendida pela proteção integral e pelo desenvolvimento sustentável de reservas florestais que estejam incrustadas em uma matriz florestal benigna e suficientemente extensa, permitindo a sustentação de um conjunto completo de espécies e dos processos ecológicos, em uma escala de paisagem. Exploro a enorme disparidade entre a teoria e a prática da seleção e desenho de reservas em regiões tropicais desprovidas de dados adequados sobre a geografia da diversidade biológica, e discuto um caminho para o avanço de uma agenda conservacionista para a Amazônia e outras biotas pouco conhecidas, que permanecem cronicamente subamostradas, devido a investimentos limitados em ciência da conservação.

Falta de conhecimento da biota amazônica

Os protocolos para seleção e desenho de reservas são, geralmente, baseados em dados regionais sobre a distribuição e diversidade de espécies, compilados ao longo de muitos anos. Tentativas anteriores de selecionar áreas de alta prioridade para conservação nas terras baixas da Amazônia foram fundamentadas em informações biogeográficas reais ou inferidas, como ilustrado pelos dois principais *workshops* sobre a definição de prioridades para a Amazônia (Manaus, Rylands, 1990; Macapá, ISA, 1999). Isso suscita a questão de quanto da biota amazônica tem sido amostrada até o presente, em diferentes escalas espaciais. Ainda que difícil de responder, a grande tendenciosidade amostral, ditada por fatores como acessibilidade a áreas e determinadas tipologias florestais, a grande variação espacial dos esforços de coleta e observação, e a pequena proporção da bacia amostrada até o momento, mesmo para os táxons mais conhecidos, sugere um desconcertante desconhecimento (Tabela 1). A heterogeneidade e a agregação de esforços para a coleta de plantas explicam, em grande parte, aparentes descontinuidades de distribuição geográfica e dos centros de endemismo (Nelson *et al*., 1990). Além disso, mesmo um banco de dados central de todas as espécies nos herbários e coleções de museus do mundo, por mais impraticável que pareça, não seria muito informativo, pois pode-se somente supor o número total de táxons não descritos. Mesmo em grupos taxonômicos relativamente conhecidos, cerca de 25 a 50% das espécies ainda precisam ser devidamente estudadas. Por exemplo, estima-se que 250 das cerca de 700 espécies de peixes na Bacia do rio Negro permanecem sem descrição (Goulding *et. al*.,, 1988). O conhecimento atual da ictiofauna sul-americana compara-se à da América do Norte no século 19, com estimados 40% das espécies ainda a serem descritas. Tal estimativa eleva o número total de espécies não descritas a cerca de 1.800 (Böhlke *et. al*., 1978).

Indicadores do nosso atual grau de desconhecimento biológico sugerem que nós mal arranhamos a superfície de um inventário sistemático da biota amazônica, mesmo em termos de táxons carismáticos. Os dois primeiros grandes *workshops* sobre as prioridades de conservação na Amazônia foram quase igualmente limitados, pela falta de dados, apesar de separados por uma década de esforço de pesquisa. Há uma grande escassez de catálogos taxonômicos, listagens de espécies, e guias de campo. Os irrisórios investimentos na taxonomia contemporânea sugerem um gigantesco descompasso entre a escassa mão de obra existente e a pesada carga de trabalho exigida para se conhecer os padrões de distribuição por toda a bacia, em uma escala significante. Resta-nos, portanto, considerar níveis mais amplos de organização ecológica, ao buscarmos um desenho regionalmente representativo para as áreas de proteção.

Porque precisamos de megareservas

Representações geográficas abrangentes de assembléias biológicas distintas não serão obtidas na Amazônia sem que se possa dispor de muitas e suficientemente grandes megareservas (definidas aqui como tendo, pelo menos, 1 milhão de hectares), que possam proteger um sortimento completo de espécies e funcionar como

TABELA 1 – Conhecimento atual sobre a diversidade e distribuição das espécies que compõem a biota da Amazônia brasileira.

TÁXON	EVIDÊNCIAS DE CONHECIMENTO LIMITADO	ORIGEM
Plantas superiores	Inventários florísticos satisfatórios foram desenvolvidos em somente 25 sítios florestais na Amazônia brasileria. Um programa intensivo de coleta durante cinco anos na já bem conhecida Reserva Florestal Ducke (10 mil hectares) mais que dobrou o número total de plantas registradas.	Nelson & de Oliveira, 2001
	Um modelo biogeográfico baseado na incidência de espécies publicados endêmicas prevê que 50 mil (cerca de 40%) das plantas superiores acima de pteridófitas na bacia amazônica permanecem desconhecidas pela ciência.	M.J.G. Hopkins, dados não
Artrópodes	A única referência publicada de mais da metade de todos os insetos descritos até o momento restringe-se à descrição das espécies e suas localidades-tipo.	W. Overal, comunicação pessoal
Peixes	Cada expedição de coleta ictiológica realizada pelo Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas nas últimas duas décadas rendeu cerca de 4 a 5% de espécies novas para a ciência.	L. Py-Daniel, comunicação pessoal
	Um bagre (*Merodontus tigrinus,* Pimelodidae) de 55cm, capturado em pescas de subsistência em algumas partes da Amazônia foi descrito somente em 1981.	Britski, 1981
Anfíbios	Uma exaustiva lista de 28 sítios de floresta na Amazônia brasileira, onde pelo menos alguns exemplares da fauna de anfíbios foi inventariada, produziu uma média de esforço de amostragem de apenas 2,9 meses de trabalho de campo por inventário e 13 (46%) sítios foram estudados por menos de um mês.	Azevedo Ramos & Galetti, 2001
	Numa estimativa conservadora, 15 espécies de sapos e salamandras (de um total de 110), coletados durante uma única expedição herpetológica de 11 meses (ao longo do rio Juruá, oeste da bacia amazônica), foram consideradas novas para a ciência.	C. Gascon, comunicação pessoal
Cobras	Listas incompletas de espécies são restritas a apenas dez sítios da floresta brasileira (média de 41,6 espécies), amostradas em períodos de 9 dias a 94 anos. Em comparação, um abrangente inventário em Iquitos, Peru, resultou em 166 espécies.	R. Vogt, comunicação pessoal; Dixon & Soini, 1986
Aves	Somente 247 localidades amostradas resultaram em mais de 100 espécimes de aves depositadas em coleções zoológicas e, apenas quatro sítios podem ser considerados exaustivamente amostrados. A distribuição das espécies de aves poderia, dessa forma, ser definida como desconhecida em, pelo menos, 60% da região, assumindo-se uma área integrada além de um raio de 150km dos sítios de coleta.	Oren 2001, comunicação pessoal
	Uma taxa média anual de 2,3 novas espécies de pássaros tem sido encontrada na Amazônia brasileira desde 1996 (18 espécies em 8 anos), descritas em monografias recém-publicadas ou e publicação. Muitas outras subespécies poderiam ser elevadas a espécies nos próximos anos.	A. Whittaker, comunicação pessoal
Mamíferos	Uma lista suficientemente completa de espécies está disponível para somente dois sítios florestais da Amazônia. Aproximadamenteum terço de todas as espécies de roedores coletadas durante uma expedição zoológica ao rio Juruá (9 de 28 espécies) eram novos táxons.	M.F. da Silva & J. Patton, comunicação pessoal
	Dez novas espécies de primatas foram descritas na Amazônia Roosmalen brasileira desde 1990 e, pelo menos, quatro táxons adicionais estão em processo de descrição.	Rylands *et al.,* 2001; van *et al.,* 2003, comunicação pessoal

unidades evolutivas ecologicamente viáveis em longo prazo. Na falta de dados sobre a distribuição das espécies, a tipologia vegetacional é, provavelmente, o melhor e mais facilmente disponível substituto para a alternância de espécies de plantas e animais, com referência à tomada de decisão sobre a localização geográfica dessas reservas ao longo de toda a região. Um grupo de unidades biogeográficas definidas – pela sobreposição de barreiras fluviais a uma classificação dos tipos vegetacionais – poderia, então, ser usada num primeiro recorte com vistas à avaliação regional da cobertura das áreas protegidas, sem a necessidade, a curto prazo, de se elaborar inventários detalhados das espécies. Tais substituições grosseiras, entretanto, fornecem pouca orientação quanto a outros critérios para o desenho de reservas, como o tamanho, o formato, a conectividade, o posicionamento dentro das bacias hidrográficas, o nível de proteção a que se destinam, e a natureza e o manejo da matriz do habitat envolvido.

Seja qual for o cenário mais provável, até mesmo as populações de espécies mais sensíveis à exploração terão que persistir, quando o acesso das rodovias e assentamentos não-indígenas tiverem alcançado as mais remotas áreas da bacia. Reservas amazônicas de mais de um milhão hectares, que estejam isoladas de outras áreas florestais, poderiam ainda perder espécies de ampla distribuição e raras da mesma forma como outras reservas falharam na prevenção da perda de espécies (Newmark, 1995). Mesmo grandes parques nacionais amazônicos, como Manu, no Peru (1,5 milhão de hectares), e Jaú, no Brasil (2,3 milhões de hectares), são, provavelmente, muito pequenos para manter populações viáveis de alguns grandes predadores, como a ariranha (*Pteronura brasiliensis*), no longo prazo. Sabe-se da ocorrência de somente 20 grupos de ariranhas nos 2,1 milhões de hectares da Reserva florestal de várzea Pacaya Samiria, no Peru oriental (P. Soini, comunicação pessoal), e a população total dessa espécie em Manu é consideravelmente menor (L. Davenport, comunicação pessoal). Uma abordagem com enfoque em espécies guarda-chuva baseado nas ariranhas e outros grandes carnívoros, como o gavião-real ou harpia (*Harpia harpyja*), o gavião-uiraçu (*Morphnus guianensis*), e o cachorro-do-mato-vinagre (*Speothos venaticus*), prescreveria, invariavelmente, megareservas maiores que um milhão de hectares, caso populações geneticamente viáveis sejam definidas como possuindo ao menos 500 indivíduos aptos para reprodução.

A utilização sustentável dos recursos da floresta nas reservas extrativas e indígenas também exige áreas imensas, freqüentemente consideradas excessivamente grandes pelos tomadores de decisão. A caça e outras práticas extrativas ampliam sobremaneira as necessidades espaciais para manter, de forma sustentável, as populações exploradas, sejam estas de vertebrados cinegéticos ou de recursos vegetais não-madeireiros (Peres, 2001). Vastos territórios indígenas permitem uma saudável dinâmica de "fonte e escoadouro", que reabastece áreas locais esgotadas, e períodos apropriados de recuperação da população, que precedem o reassentamento das famílias ou de vilas. De fato, a viabilidade de populações tradicionalmente exploradas em escala de paisagem é intimamente dependente de áreas de tamanho considerável, que possam acomodar uma grande proporção de áreas intocadas (ao menos temporariamente). Muitas reservas indígenas amazônicas pouco povoadas, de mais de um milhão de hectares, são ocupadas por grupos indígenas pequenos que ainda estão se recuperando de drásticos declínios populacionais, resultantes de epidemias e lutas, associadas a recentes contatos com neocolonizadores de ascendência européia. Essas reservas, mesmo que grandes o suficiente para manterem as atuais populações ameríndias, precisam assegurar vastos territórios para que todos os povos indígenas conservem suas práticas tradicionais ao longo das gerações por vir. Dado que, aproximadamente, 21% da Amazônia brasileira são compostos de reservas indígenas relativamente intactas, que exercem um importante papel na conservação da biodiversidade (Peres, 1994; Zimmerman *et al*., 2001), é imperativo que estas possam continuar a funcionar como florestas de uso múltiplo, que complementem o papel de reservas naturais.

As reservas amazônicas deveriam ser suficientemente grandes para integrar as dinâmicas espaciais internas de várias espécies de vertebrados terrestres e aquáticos com necessidade de grandes áreas de uso, que habitualmente se deslocam semanal, mensal ou sazonalmente através de dois ou mais tipos de habitats adjacentes. Embora as movimentações e migrações da fauna em diferentes escalas espaciais e temporais permaneçam pouco compreendidas, existe ampla evidência de que tipologias florestais contíguas, fornecendo pulsos alternados de recursos, podem funcionar sinergeticamente para responder às demandas metabólicas de várias espécies de pássaros e mamíferos semi-nômades, ao longo do ano. Movimentações sazonais entre tipologias florestais adjacentes são relatadas por toda a Amazônia para queixadas (*Tayassu pecari*), jacutingas (*Pipile cujubi*), e muitos gêneros de papagaios, cotingas, arapongas, primatas e morcegos (Haugassen, 2004; C. Peres, dados não publicados).

As migrações de peixes e tartarugas partindo de áreas de alta produtividade de alimentos para sítios de procriação, de baixa produtividade (ou abrigo) em regiões de nascentes são exemplos de como bacias hidrográficas completas são importantes para elementos da biota aquática, que sustentam tanto predadores naturais, quanto a pesca regional. A proteção efetiva de bacias hidrográficas completas poderia também prevenir futuras ameaças a montante.

Ainda que a dinâmica faunística tenha feito parte das discussões sobre seleção e planejamento de reservas, é evidente que as megareservas que incorporem terra firme, florestas sazonais inundáveis, e uma gama de habitats de menor importância serão muito mais efetivas em assegurar a viabilidade dos migrantes sazonais, em longo prazo. Que o todo é mais que a soma das partes também pode ser argumentado a partir dos níveis mais elevados de beta-diversidade capturada pelas megareservas, as quais podem abranger os mosaicos altamente heterogêneos da paisagem natural, que ocorrem na maioria das regiões interfluviais. A floresta Amazônica não é homogênea, mesmo em pequenas escalas espaciais (Tuomisto *et. al*., 1995), e a alternância de espécies de plantas entre florestas adjacentes de várzea e de terras firmes é muito maior (ver Steege *et al*., 2003); o mesmo se aplica a vários táxons faunísticos (p. ex., Haugassen & Peres, 2005). Além disso, muitos especialistas em habitat restringem-se a uma pequena fração da distribuição geográfica hipotética e requerem grandes áreas de reserva que contenham um número suficiente de enclaves menores de habitats para manterem um tamanho (meta) populacional viável.

Megareservas de proteção integral também são menos passíveis de sucumbir a violentos incêndios florestais, que têm afetado, recentemente, uma grande proporção da floresta amazônica estacional (Cochrane, 2003), com conseqüências desastrosas para a composição e estrutura das florestas primárias (Barlow & Peres, 2004). Isso acontece porque florestas úmidas intocadas são consideravelmente resistentes à seca e podem manter uma cobertura sempre verde e um sub-bosque úmido, mesmo depois de três ou quatro meses de seca severa, o que torna a combustão prolongada virtualmente impossível. Tal imunidade ao fogo, entretanto, pode ser interrompida tanto por distúrbios da cobertura em pequena escala, tal qual corte seletivo de baixo impacto, que pode abrir brecha para no limiar de inflamabilidade da floresta, aumentar a acumulação de combustível seco, e ressecar o sub-bosque (Holdsworth & Uhl, 1997; Nepstad *et al*., 1999). Grandes reservas florestais intocadas podem, portanto, atuar como aceiros gigantes, diminuindo a probabilidade de futuros incêndios catastróficos, que desgastariam a biodiversidade e o valor funcional da floresta Amazônica.

Manter a cobertura florestal nas megareservas também trará peso político mais forte a países como o Brasil, na negociação de futuros acordos sobre armazenamento de carbono, os quais, por sua vez, poderiam fortalecer a capacidade institucional do sistema nacional de áreas protegidas. As florestas de terra firme da Amazônia, tipicamente, contém 230 toneladas/hectare de carbono em 460 toneladas/hectare de fitomassa (Fearnside, 1997). Isso representa um dos melhores argumentos para a compensação dos principais países emissores de dióxido de carbono aos países dos trópicos úmidos que têm inegáveis oportunidades de desenvolvimento no que se refere ao propósito do seqüestro de carbono.

As megareservas podem, muitas vezes, ser protegidas com baixos custos, guardando um único ponto de entrada junto às maiores rotas de acesso fluvial, e são relativamente baratas de defender por unidade de área, pois os custos de pessoal e infra-estrutura não se relacionam ao tamanho do parque (Peres & Terborgh, 1995). Por exemplo, considerando todos os custos operacionais e de pessoal, o gasto de manutenção por unidade de área do recentemente decretado Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque (38.670km^2) é, aproximadamente, 18.000 vezes menor que o da Reserva Ecológica Sauim-Castanheira, de 1,1km^2.

Quanto é o suficiente?

O Brasil é uma das mais de 25 nações que ratificaram a proposta da União Mundial para a Natureza (IUCN) e da WWF para a proteção, a médio prazo, de pelo menos 10% de suas em áreas naturais. Conseguir esse objetivo na Amazônia mais que dobraria a superfície total das áreas de proteção integral, que, atualmente, representam somente 4,9% da região. Para atingir este objetivo seria necessário criar, pelo menos, 27 novas reservas, de um milhão de hectares cada, em toda a Amazônia brasileira. Embora o compromisso do Brasil de atingir tal objetivo seja louvável, muitos biólogos conservacionistas têm declarado sérias preocupações sobre esta meta fácil, que poderia dar a falsa impressão de ser suficiente para evitar a extinção em massa de espécies (Soulé & Sanjayan, 1998). Metas uniformes (como 10%) não fazem sentido, porque as extensões remanescentes de habitats primários desprotegidos variam amplamente entre os países, e, também, porque as respostas

de cada ecossistema à perda e fragmentação do habitat diferem enormemente. Apesar da ausência de análises, de projeções de extinção para o âmbito da bacia amazônica, sob diferentes cenários de desmatamento, as exigências mínimas de área para proteger habitats de espécies raras ou mesmo todas as espécies de plantas em diferentes ecorregiões provavelmente excedem 30% de florestas intocadas e 70% da área combinada de cobertura florestal das áreas alteradas e intocadas. Para proteger todas as espécies de plantas fanerógamas é necessária a proteção de pelo 60% de uma dada área de floresta tropical em reservas de 100.000ha, porém essa proporção aumentaria para aproxidamente 90% se para garantir a persistência dessa espécies fosse necessária a criação de reservas de 1 milhão de hectares (Rodrigues & Gaston, 2001).

Tais números são meras estimativas empíricas, baseadas no atual entendimento da pouca tolerância da biota florestal amazônica a habitats abertos, efeitos prejudiciais da fragmentação florestal e de borda, ocorrência generalizada de distribuições pontuais em vários táxons, e o papel das florestas na regulação micro e mesoclimática e como quebra-fogo nas porções sazonalmente secas da região. Os requerimentos de área total de proteção para regiões ricas em espécies como a Amazônia são, provavelmente, maiores que as da maioria das regiões temperadas, que variam de 25 a 75% (Noss & Cooperrider, 1994; Soulé & Sanjayan, 1998).

As regiões esparsamente povoadas da Amazônia brasileira já atingiram um objetivo ambicioso (p. ex., 56% do estado do Amapá foram reservados como áreas protegidas), ao passo que regiões densamente povoadas estão longe de um nível adequado de proteção (p. ex., somente 1,5% do Estado do Mato Grosso é protegido). Porém, não se deveria permitir que assimetrias geográficas inerentes aos custos políticos e financeiros de conservação direcionassem a expansão de um sistema áreas protegidas no âmbito da bacia amazônica, e tanto as regiões remotas como as de fronteira deveriam ser priorizadas no escopo de diferentes planos de conservação. A Amazônia brasileira já perdeu mais de 676.600km^2 (ou mais de 16,5%) de sua cobertura primária, sendo que, até 1970, apenas aproximadamente 1% dessa região havia sido desmatada (INPE, 2004).

As tendências atuais de agressiva expansão da fronteira em direção às terras devolutas e às pequenas propriedades rurais privadas, deflagrada pelo agronegócio, os sem terra e os pequenos fazendeiros, não sinalizam bons prognósticos para a conservação florestal, a menos que a capacidade institucional e a aplicação da legislação ambiental sejam reforçadas. O posicionamento estratégico de megareservas de fronteira deveria ter um papel-chave na desaceleração da arriscada abundância de terras acessíveis, a baixo custo, canalizando-se investimentos privados em formas mais sustentáveis de uso da terra (Peres, 2002). Muitas vezes, a mera presença de uma reserva, ainda que quase desprovida de recursos e pessoal, tem um efeito inibidor significativo no desmatamento e alteração da floresta (Bruner *et al*., 2001). Áreas intocadas não deveriam estar restritas a novas áreas de proteção integral, poderiam ser também alocadas em unidades de conservação de uso sustentável, e através de um processo de zoneamento participativo, ampliaria em muito a extensão agregada de áreas protegidas . Isso deveria ser consolidado sob o escopo de vastos corredores de paisagem compostos por áreas de conservação sob vários graus de proteção (Ayres *et al*., 1997), uma noção de planejamento de uso da terra que está conquistando crescente proeminência no Brasil. É hora de agarrar a oportunidade e mostrar uma ousada visão para a conservação na Amazônia, apta ao novo século, finalmente levando em consideração as palavras de Aldo Leopold, segundo as quais o funileiro inteligente economiza a maioria dos pedaços, senão todos.

Agradecimentos

Agradeço K. Brandon, A. B. Rylands e J. M. C. da Silva pelos proveitosos comentários sobre o manuscrito.

Referências bibliográficas

Azevedo-Ramos, C. & U. Galetti. 2001. Relatório técnico sobre a diversidade de anfíbios na Amazônia brasileira. In: A. Veríssimo, A. Moreira, D. Sawyer, I. dos Santos, L. P. Pinto & J. P. Capobianco (eds.). Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. pp. 79-88. Editora Estação Liberdade, São Paulo.

Ayres, J.M., G.A.B. da Fonseca, A.B. Rylands, H.L. Queiroz, L.P. Pinto & R. Cavalcanti. 1997. Abordagens inovadoras para conservação da biodiversidade do Brasil: os corredores ecológicos das florestas neotropicais do Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Barlow, J. & C.A. Peres. 2004. Ecological responses to El Nino-induced surface fires in central Amazonia: management implications for fammable tropical forests. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B 359: 367-380.

Böhlke, J.E., S.H. Weitzman & N.A. Menezes. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. Acta Amazônica 8: 657-677.

Britski, E.A. 1981. Sobre um novo gênero e espécie de Sorubiminae da Amazônia (Pisces, Siluriformes). Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo 34:109-114.

Bruner, A., R.E. Gullison, R.E. Rice & G.A.B. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. Science 291: 125-128.

Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. Nature, London 421: 913-919.

Dixon, J.R. & P. Soini. 1986. The reptiles of the upper Amazon Basin, Iquitos region, Peru. Milwaukee Public Museum, Milwaukee, EUA.

Fagan, C., C.A. Peres & J. Terborgh. 2005. Tropical forests: a protected area strategy for the twenty-first century. In: W. Laurance & C.A. Peres (eds.). Emerging threats to tropical forests. University of Chicago Press, Chicago, EUA. No prelo.

Fearnside, P.M. 1997. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: net committed emissions. Climatic Change 35: 321-360.

Goulding, M., M.N. Carvalho & E.J. Ferreira. 1988. Rio Negro: rich life in poor water: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities. SPB Academic Publishing. The Hague, Holanda.

Haugaasen, T. 2004. Structure, composition and dynamics of a central Amazonian forest landscape: a conservation perspective. Tese de Doutorado. University of East Anglia, Norwich, Reino Unido.

Haugaasen, T. & C.A. Peres. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded florests. Journal of Tropical Ecology 21: 1-13.

Holdsworth, A.R. & C. Uhl. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. Ecological Applications 7: 713-725.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2004. Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite: Projeto Prodes. INPE, São José dos Campos, São Paulo. Disponível em http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html (acessado em novembro de 2004).

ISA (Instituto Socioambiental). 1999. Geographic priority actions for the conservation and use of biodiversity in Brazilian Amazonia, Macapá, Brasil. Instituto Socioambiental, São Paulo. Disponível em http://www.socioambiental.org/bio/index.html (acessado em novembro de 2004).

Laurance, W. & C.A. Peres, (eds.). 2005. Emerging threats to tropical forests. University of Chicago Press, Chicago, EUA.

Nelson, B.W. & A.A. de Oliveira. 2001. Área botânica. In: A. Veríssimo, A. Moreira, D. Sawyer, I. dos Santos, L.P. Pinto & J.P. Capobianco (eds.). Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. pp. 132-176. Editora Estação Liberdade, São Paulo.

Nelson, B.W., C.A.C. Ferreira, M.F. da Silva & M.L. Kawasaki. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. Nature 345: 714-716.

Nepstad, D.C., et. al. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature 398: 505-508.

Newmark, W.D. 1995. Extinction of mammal populations in western North American national parks. Conservation Biology 9: 512-526.

Noss, R.F. & A.Y. Cooperrider. 1994. Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity. Island Press, Washington, D.C.

Oren, D.C. 2001. Biogeografia e conservação de aves na região amazônica. In: A. Veríssimo, A. Moreira, D. Sawyer, I. dos Santos, L.P. Pinto & J.P. Capobianco (eds.). Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. pp. 97-109. Editora Estação Liberdade, São Paulo.

Peres, C.A. 1994. Indigenous reserves and nature conservation in Amazonian forests. Conservation Biology 8: 586-588.

Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. Conservation Biology 15 :1490-1505.

Peres, C.A. 2002. Expanding networks of conservation areas in our last tropical forest frontiers: the case of Brazilian Amazonia. In: J. Terborgh, C. Van Schaik, M. Rao & I. Davenport (eds.). Making parks work: strategies for preserving tropical nature. pp. 137-148. Island Press, Washington, D.C.

Peres, C.A. & I.R. Lake. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. Conservation Biology 17: 521-535.

Peres, C.A. & W. Terborgh. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. Conservation Biology 9: 34-46.

Rodrigues, A.S.L. & K.J. Gaston. 2001. How large do reserve networks need to be? Ecology Letters 4: 602-609.

Rylands, A.B. 1990. Priority areas for conservation in the Amazon. Trends in Ecology & Evolution 5: 240-241.

Rylands, A.B., R.A. Mittermeier & W.R. Konstant. 2001. Species and subspecies ofprimates described since 1990. Neotropical Primates 9: 75-78.

Soulé, M.E. & M.A. Sanjayan. 1998. Conservation targets: do they help? Science 279: 2060-2061.

terSteege, H., et al. 2003. A spatial model of tree alpha-diversity and tree density for the Amazon. Biodiversity and Conservation 12: 2255-2277.

Tuomisto, H., et. al. 1995. Dissecting Amazonia biodiversity. Science 269: 63-66.

Roosmalen, M.G.M., T. van Roosmalen & R.A. Mittermeier. 2003. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardt* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. Neotropical Primates 10: 1-52.

Zimmerman, B., C.A. Peres, J. Malcolm & T. Turner. 2001. Conservation and development alliances with the Kaiapó of south-eastern Amazonia, a tropical forest indigenous peoples. Environmental Conservation 28: 10-200.