
Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade

MARCELO TABARELLI^{1*}
CLAUDE GASCON²

¹ Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 50670-901, PE, Brasil.

² Conservation International, 1919 M.St. NW, Suite 600, Washington, DC 20037, USA.

* e-mail: mtrelli@ufpe.br

RESUMO

Em um mundo ideal, a ciência deveria influir no desenvolvimento de políticas em todas as áreas do empreendimento humano. Em nenhum outro tema esse postulado é tão importante quanto o é na questão do impacto humano sobre os recursos naturais. Infelizmente, o conhecimento científico gerado não tem se traduzido em políticas e diretrizes para o manejo de florestas tropicais, particularmente para aquelas sob sérias ameaças. Para auxiliar na formulação de políticas, nós apresentamos seis diretrizes, as quais, empiricamente, têm se mostrado importantes para o manejo de paisagens fragmentadas: (1) incorporar medidas de proteção como parte dos projetos de desenvolvimento; (2) proteger as áreas extensas e evitar a fragmentação das florestas contínuas ainda existentes; (3) manejar as bordas da floresta a partir do momento de criação dos fragmentos; (4) proteger as florestas de galeria para conectar fragmentos isolados de floresta; (5) controlar o uso do fogo e a introdução de espécies de plantas exóticas e limitar o uso de biocidas em áreas adjacentes aos fragmentos florestais; e (6) promover o reflorestamento e a ampliação da cobertura florestal em áreas críticas da paisagem. Esse tipo de vínculo entre a ciência e a formulação de políticas pode resultar em mudanças simples, mas drásticas, nos atuais padrões do uso da terra, com efeitos positivos sobre a biodiversidade e os recursos naturais.

ABSTRACT

Ideally, science should inform policy development in all areas of human endeavor. Nowhere is this truer than in the case of human land use and our impact on the natural environment. Unfortunately, little recent science has percolated into policy guidelines for tropical forest management in areas facing serious threats. To help science inform policy we present six guidelines, which have been empirically proven important, for the management of fragmented landscapes: (1) incorporate protection measures

as part of development projects; (2) protect large areas and prevent the fragmentation of currently contiguous large patches of forest; (3) manage forest edges when creating forest patches; (4) protect gallery forests along waterways to connect isolated forest patches; (5) control the use of fire and the introduction of exotic plant species and limit the use of toxic chemicals in areas near forest patches; and (6) promote reforestation and forest cover in critical areas of landscapes. Straightforward linkages between science and policy formulation can result in simple, yet powerful, changes in land-use patterns and have a concurrent positive effect on biodiversity and natural resources.

INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitats é uma das mais importantes e difundidas conseqüências da atual dinâmica de uso da terra pelo homem. A taxa com que o homem está alterando as paisagens naturais é milhares de vezes maior do que a da dinâmica de perturbação natural dos ecossistemas. A percolação rápida do conhecimento científico nas políticas públicas, relacionadas ao uso e ocupação do solo, é urgentemente necessária para salvar muitas regiões extremamente ameaçadas e, pró-ativamente, manejar as grandes regiões naturais que irão enfrentar grandes ondas de desenvolvimento em um futuro próximo. Nossas ações de natureza econômica, social, política e ambiental decidirão o destino de milhões de espécies e de muitos dos mecanismos que, atualmente, sustentam a vida na terra. Dessa forma, as decisões que tomamos enquanto sociedade, e que irão modelar o futuro da natureza, devem estar embasadas no mais sólido e atualizado conhecimento científico.

Nas últimas duas décadas, a pesquisa em conservação produziu um volume importante de conhecimentos sobre os efeitos dos vários tipos de uso da terra sobre a persistência das espécies, organização das comunidades e funcionamento dos ecossistemas. Nós sabemos como as florestas tropicais são afetadas pela perda e fragmentação de habitats, extração seletiva de madeira, construção de rodovias e expansão das fronteiras agrícolas. Esse conhecimento apóia três generalizações básicas.

1. A perda e a fragmentação de habitats representam os passos iniciais de uma ampla modificação das paisagens naturais causadas pela ação humana, incluindo também a derrubada da floresta, em menor escala, no interior dos fragmentos e a criação de bordas. O resultado desse processo é a completa imersão dos fragmentos em matrizes não florestais (Corlett, 2000; Tabarelli *et al.*, 2004).

2. Grande parte da degradação ecológica sofrida pela biota florestal (p. ex., alteração das interações entre

espécies, extinções locais, colapso da biomassa e invasão de espécies exóticas) resulta de um pequeno grupo de fatores: perda de habitat, efeito de borda, uso do solo na matriz circundante (i.e., efeito da matriz) e a caça e coleta nos fragmentos florestais remanescentes (fatores de degradação) (Bierregaard *et al.*, 2001).

3. Esses fatores de degradação podem agir de forma combinada ou sinérgica, potencializando os efeitos individuais de cada um dos fatores (Fahrig, 2003; Tabarelli *et al.*, 2004).

Como exemplo, descrevemos de forma breve como esses fatores de degradação operam e afetam a probabilidade de persistência de populações de árvores do dossel e emergentes em paisagens fragmentadas. Primeiro, espera-se que a perda de habitat durante o processo de fragmentação reduza drasticamente o tamanho das populações de espécies raras (Bierregaard *et al.*, 2001). As populações remanescentes, restritas a poucos fragmentos, podem enfrentar declínios adicionais devido às elevadas taxas de mortalidade dos adultos (i.e., efeito de borda [Laurance *et al.*, 2000]), extração de madeira (Veríssimo *et al.*, 1995), competição com espécies de plantas exóticas e invasoras (Tabarelli *et al.*, 1999) e incêndios florestais (Cochrane *et al.*, 1999) (i.e., causados por fogo originado em áreas de pastagens e de agricultura de subsistência ou comercial na matriz circundante [Holdsworth & Uhl, 1997; Gascon *et al.*, 2000]). Outros declínios populacionais são esperados em conseqüência de alterações no processo de dispersão de sementes e de recrutamento de plântulas, pois a perda de habitat e a caça resultam na eliminação dos vertebrados dispersores (Silva & Tabarelli, 2000; Cordeiro & Howe, 2001).

É razoável esperar que a extinção local e regional de espécies de árvores sensíveis à fragmentação irá promover extinções nos níveis tróficos superiores ou extinções em cascata (Terborgh, 1992; Turner, 1996). Por outro lado, um pequeno grupo de espécies adaptadas às perturbações antrópicas, principalmente árvores e arbustos pioneiros, tenderão a dominar os frag-

mentos (Laurence & Bierregaard, 1997). A extinção de espécies combinada com o aumento na abundância de espécies pioneiras significa que os fragmentos pequenos, com maior razão borda-interior, circundados por matrizes agressivas e localizados próximos a assentamentos humanos, abrigarão menos espécies do que aqueles fragmentos em condições diferentes dessas (Brown & Hutchings, 1997; Tocher *et al.*, 1997; Tabarelli *et al.*, 2004). Isso nos ajuda a entender porque paisagens fragmentadas tendem a conter um subgrupo empobrecido e particular da biota original, claramente depauperado e mais homogêneo do ponto de vista taxonômico e ecológico (Laurance, 2001; Oliveira *et al.*, 2004).

Em síntese, um conjunto grande de fatores interage nas paisagens fragmentadas. Os cientistas já começaram a sintetizar e traduzir os efeitos da fragmentação em diretrizes e ações concretas para evitar a perda da diversidade biológica (Laurance & Gascon, 1997; Bierregaard *et al.*, 2001). Neste artigo, nós apresentamos suporte empírico para seis diretrizes relacionadas ao manejo de paisagens fragmentadas (i.e., fragmentos e matriz). Espera-se que essas diretrizes sejam capazes de mitigar ou eliminar os impactos negativos decorrentes da transformação antrópica das paisagens, principalmente aqueles que afetam a persistência das populações em florestas fragmentadas. A elaboração de tais diretrizes é possível uma vez que vários grupos de organismos tendem a responder de forma similar à transformação, em larga escala, das paisagens naturais.

DIRETRIZES PARA O MANEJO DA PAISAGEM

Incorporar medidas de proteção como parte dos projetos de desenvolvimento

Historicamente, a maioria das ações de conservação tem sido reativa. Os conservacionistas estão, de maneira geral, envolvidos com tantas atividades críticas e com tantas restrições de orçamento que, efetivamente, são apenas capazes de reagir às crises. Ou seja, as ações de conservação precisam ser muito mais pró-ativas. Por exemplo, a priorização de áreas a serem transformadas em unidades de conservação deveria ser feita a partir de critérios de importância biológica e ocorrer antes que grandes extensões de habitats tenham desaparecido (Margules & Pressey, 2000). Geralmente, as unidades de conservação são criadas após a passagem dos maiores ciclos de degradação das paisagens (Chatelain *et al.*, 1996). O desmatamento e os processos determinantes da ocupação de novas fronteiras podem

ser previstos e, desta forma, áreas prioritárias para conservação podem ser identificadas *a priori*. Por exemplo, grande parte do desmatamento em larga escala na região Amazônica e na Costa do Marfim tem ocorrido ao longo de estradas e rodovias (Skole & Tucker, 1993; Chatelain *et al.*, 1996; Laurance *et al.*, 2001). Por conseguinte, na maioria das regiões tropicais, as áreas futuramente ameaçadas são aquelas ao longo das rodovias que estão sendo planejadas. Muitas áreas remotas que estão, atualmente, sob proteção legal deverão enfrentar pressões crescentes e, dessa forma, são necessários recursos para, rigorosamente, por em prática os planos de manejo para a conservação das mesmas.

Proteger as áreas extensas e evitar a fragmentação das florestas contínuas ainda existentes

Inevitavelmente, o desmatamento das florestas tropicais resulta na transformação de áreas contínuas em um grande número de fragmentos isolados e de diferentes tamanhos. Uma vez que os fragmentos são menores do que a área original da floresta, abrigam um número menor de espécies e populações menores, o que reduz a probabilidade de persistência da biodiversidade em escala local e regional. Estudos recentes sugerem que, nos fragmentos menores que 100ha e imersos em matrizes dominadas por atividades antrópicas, as extinções associadas à perda de habitat podem erodir, drasticamente, a biodiversidade (Gascon *et al.*, 2000).

A perda de habitat é particularmente desastrosa para as espécies com altos requerimentos energéticos, como os predadores do topo da cadeia. A extinção deste grupo pode alterar drasticamente a abundância e a persistência de espécies nos níveis tróficos inferiores. Por exemplo, Terborgh e colaboradores (2001) relatam que a densidade de plântulas de árvores do dossel é drasticamente reduzida em pequenos fragmentos florestais em consequência do incremento das populações de herbívoros e predadores de sementes. Esse efeito de fragmentação de ordem superior resulta da libertação ecológica de herbívoros e predadores de sementes por causa da extinção local de seus predadores (i.e., um relaxamento das forças de cima para baixo) em decorrência da perda de habitat.

Grandes áreas suportam populações maiores, o que protege as espécies das variações demográficas e genéticas associadas às populações pequenas (Gilpin & Soulé, 1986). Populações grandes podem, também, servir de fonte para a recolonização de fragmentos ou do habitat matriz (veja Venticinque & Fowler, 2001; Naughton-Treves *et al.*, 2002). Em regiões com altos

níveis de desmatamento (i.e., os *hotspots* mundiais da biodiversidade, Myers *et al.*, 2000), os grandes fragmentos remanescentes são valiosos e deveriam ser legalmente protegidos a qualquer custo. De forma objetiva, fragmentos maiores que 10.000ha deveriam ser transformados em unidades de conservação (veja a seção “Manejar as bordas florestais”; Gascon *et al.*, 2000) e constituir o alicerce para a restauração dos atributos da biodiversidade nessas regiões.

Manejar as bordas florestais a partir do momento de criação dos fragmentos

Numerosos estudos sobre fragmentação de habitats apontam a criação de bordas florestais como a principal ameaça para vários grupos biológicos em decorrência das transformações físicas e biológicas associadas (Bierregaard *et al.*, 2001). Laurance e colaboradores (2002), por exemplo, descrevem as modificações, em um grande conjunto de parâmetros ambientais, associadas à criação de bordas, desde o aumento na turbulência dos ventos até a redução na umidade do solo.

A fragmentação florestal e seus efeitos de borda reduzem o recrutamento de árvores em consequência de alterações na chuva de sementes, dessecação de habitats e danos às plântulas pela queda de serrapilheira e de árvores próximo das bordas (Bruna, 1999; Melo, 2004); aumentam a mortalidade de jovens como resultado da competição com lianas, plantas trepadeiras e ruderais (Scariot, 2001); e elevam a mortalidade de árvores adultas por quebra do tronco ou desenraizamento na borda dos fragmentos (Laurance *et al.*, 2000). Agindo de forma combinada, esses processos resultam na extinção local e regional de espécies de árvores (Tabarelli *et al.*, 2004) e no estabelecimento de assembleias de árvores empobrecidas nas bordas e nos pequenos fragmentos florestais (Oliveira *et al.*, 2004). Muitas das alterações ambientais decorrentes da criação das bordas diminuem de intensidade após cinco anos de criação das mesmas, já que os fragmentos são selados por vegetação secundária (Camargo & Kapos, 1995; Gascon *et al.*, 2000). Isso sugere que medidas simples podem ser adotadas no sentido de evitar a degradação das bordas florestais ao longo do tempo. Por exemplo, o estabelecimento de vegetação tampão é uma forma simples de incorporar as questões relativas aos efeitos de borda no planejamento de unidades de conservação (Laurance & Gascon, 1997). Em paisagens fragmentadas, o estabelecimento de vegetação secundária na matriz pode diminuir a mortalidade de árvores causada pelos efeitos de borda (Mesquita *et al.*, 1999). O tipo de vegetação que cresce ao redor dos

fragmentos (p. ex., agroflorestas) irá determinar a capacidade de tamponamento provida aos fragmentos (Mesquita *et al.*, 1999; Schroth *et al.*, 2004). Em certas situações, a vegetação provedora do efeito tampão pode, inclusive, ser explorada para fins comerciais (Mesquita, 1995).

Proteger as florestas de galeria para conectar fragmentos isolados de floresta

O isolamento completo dos fragmentos florestais deve ser evitado. A ausência de cobertura florestal em torno dos fragmentos pode representar uma barreira importante para várias espécies, principalmente para aquelas consideradas como de interior de floresta. Muitas espécies de pequenos mamíferos (Malcolm, 1991), aves (Lovejoy *et al.*, 1986) e abelhas (Powell & Powell, 1987) não conseguem cruzar até mesmo faixas estreitas (100m) desmatadas entre fragmentos. As florestas de galeria ao longo dos cursos d'água são habitats importantes para pequenos mamíferos e sapos associados à serrapilheira (Lima & Gascon, 1999). Trechos estreitos desse tipo de habitat (média de 160m) apresentaram a mesma riqueza de espécies e comunidades com a mesma composição taxonômica observada em áreas florestais contínuas e adjacentes para esses dois grupos taxonômicos. Além disso, várias espécies de pequenos mamíferos e de sapos estavam se reproduzindo nessas florestas. Poucas espécies de pequenos mamíferos parecem ter a capacidade de locomover-se entre a floresta contínua e as áreas ao longo dos rios. Finalmente, a largura da vegetação florestal ao longo dos cursos d'água está diretamente associada ao número de espécies encontrado (Lima & Gascon, 1999).

O uso de atributos físicos da paisagem, como a presença de cursos d'água, para a manutenção de uma cobertura florestal entre os fragmentos pode ampliar significativamente a conectividade funcional e evitar a extinção local de espécies (Laurance & Gascon, 1997; Bierregaard *et al.*, 2001). Esses corredores de fauna conectando fragmentos florestais deveriam ter no mínimo entre 300 e 1000m de largura, a fim de evitar a degradação contínua dessas áreas pelos efeitos de borda.

Controlar o uso do fogo e a introdução de espécies de plantas exóticas e limitar o uso de biocidas na paisagem

Em muitas paisagens intensamente exploradas, o uso do fogo e de biocidas é uma ferramenta de manejo utilizada há séculos ou milênios (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Williams, 2003). O uso combinado dessas prá-

ticas tem sido historicamente justificado em função da necessidade de intensificar a exploração agropecuária e aumentar a produtividade dessas atividades, a despeito dos riscos para a saúde humana. De forma similar, a introdução de plantas exóticas resultou na substituição de muitas espécies nativas nas paisagens agrícolas (Olden *et al.*, 2004). Frequentemente, as espécies exóticas são mais resistentes ao fogo e podem ser beneficiadas pela ocorrência freqüente de incêndios nas bordas dos fragmentos. A presença de fumaça pode, também, causar impactos negativos de curta duração. Impactos de longa duração associados ao fogo, uso de biocidas e à introdução de espécies exóticas podem atuar de forma combinada e sinérgica resultando no desaparecimento completo dos fragmentos (Gascon *et al.*, 2000). Até mesmo em regiões onde o fogo historicamente não esteve presente, como na região Amazônica, as condições atuais (p. ex., a transformação da floresta tropical em vegetação savânica) podem levar ao alastramento dos incêndios florestais, com impactos ecológicos drásticos.

Dessa forma, fogo, biocidas e espécies exóticas se combinam para produzir condições extremamente agressivas nas matrizes agrícolas, as quais ameaçam, não apenas as espécies sensíveis e os remanescentes florestais, mas a biota inteira. A legislação deve conter restrições ao uso generalizado do fogo como uma ferramenta de manejo da matriz. A introdução de espécies exóticas necessita ser controlada, especialmente a de espécies agrícolas que serão cultivadas em larga escala. Finalmente, o uso de pesticidas deve ser proibido em matrizes que circundam fragmentos de extrema importância biológica.

Promover o reflorestamento e a ampliação da cobertura florestal em áreas críticas da paisagem

A perda da floresta primária resulta na criação de um novo habitat matriz, o qual promoverá alterações adicionais nos fragmentos florestais (efeito matriz). Em primeiro lugar, a matriz age como um filtro (não como uma barreira) para o movimento de espécies através da paisagem (conectividade funcional). Em segundo lugar, as espécies associadas às áreas perturbadas estão presentes na matriz e podem invadir os fragmentos e as bordas florestais (Gascon *et al.*, 1999; Tabarelli *et al.*, 1999). Finalmente, dependendo do uso do solo (p. ex. pastagem, floresta secundária), a matriz poderá ampliar os efeitos de borda (Williamson *et al.*, 1998; Mesquita *et al.*, 1999; Williamson & Mesquita, 2001).

O tipo de cobertura vegetal da matriz determina o tamanho dos poros no filtro que se estabelece para o

movimento de espécies e indivíduos (Gascon *et al.*, 1999). Por exemplo, florestas secundárias são filtros com poros grandes, os quais permitem maior movimento de animais, devido à similaridade estrutural desse tipo de vegetação com as florestas nos fragmentos. Em contraste, a matriz dominada por pastagens apresenta poros pequenos, os quais impedem grande parte da movimentação da fauna florestal (Gascon *et al.*, 1999). Se esse modelo estiver correto, é razoável esperar um aumento gradual na riqueza de espécies de matrizes com poros pequenos (p. ex., pastagens) em direção àquelas onde os poros são grandes (p. ex., florestas secundárias). Esse modelo parece ser verdadeiro para sapos em uma paisagem fragmentada na Amazônia, onde o aumento na riqueza de espécies está associado ao nível de perturbação da matriz (veja Tocher, 1998). Em matrizes altamente perturbadas (p. ex., pastagem, com poros pequenos), o número de espécies é menor do que em áreas que apresentam diferentes estágios de regeneração da floresta. Tocher (1998) postulou que a alta riqueza de espécies na matriz está associada à presença de espécies típicas da floresta original (Zimmerman & Bierregaard, 1986). Mesmo matrizes compostas por florestas secundárias em estágio inicial podem abrigar 65% das espécies observadas nas florestas contínuas adjacentes (Tocher, 1998).

A importância do habitat matriz é também demonstrada pela forte correlação entre as abundâncias das espécies na matriz e sua persistência nos fragmentos florestais (Macolm, 1991; Gascon *et al.*, 1999). Esses resultados sugerem, fortemente, que a natureza do habitat matriz determinará, em grande parte, a capacidade dos fragmentos de reter espécies em longo prazo (Gascon & Lovejoy, 1998). Uma legislação que promova o reflorestamento e o restabelecimento da cobertura florestal em áreas abandonadas visando reconectar os fragmentos florestais ou simplesmente proporcionar maior deslocamento de espécies na paisagem, deve ser encorajada. Em paisagens extremamente fragmentadas, onde as atividades econômicas e a proteção dos últimos fragmentos remanescentes são essenciais, o estabelecimento de sistemas agroflorestais e reflorestamentos devem ser estimulados através de legislação e de incentivos econômicos (Gascon *et al.*, 2004; Schroth *et al.*, 2004).

CONCLUSÕES

Atualmente, a perda e a fragmentação de habitats são as maiores ameaças para a biodiversidade do planeta.

Esses dois processos representam o estágio inicial de degradação dos ecossistemas naturais em direção às paisagens dominadas pela espécie humana, nas quais a natureza permanece na forma de pedaços sitiados (*sensu* Corlett, 2000). Na ausência de conservação pró-ativa, até mesmo regiões remotas da floresta Amazônica serão totalmente incorporadas ao espaço dominado pelas populações humanas (Peres, 2001). Na Mata Atlântica brasileira, arquipélagos de fragmentos florestais estão atualmente sitiados por mais de 120 milhões de pessoas (Galindo-Leal & Câmara, 2003). A fragmentação precede, facilita e amplia outras perturbações causadas pelas atividades humanas (Tabarelli *et al.*, 2004).

À medida que o processo de extinção causado pela degradação dos habitats alcança o relaxamento, as paisagens dominadas pelo homem tendem a reter uma amostra empobrecida e tendenciosa da diversidade original das biotas. Essa amostra é simplificada e homogênea do ponto de vista taxonômico e ecológico (i.e., dominada por espécies generalistas adaptadas à matriz, oportunistas adaptadas à distúrbios, resistentes ao fogo, com baixos requerimentos de área e sem nenhum valor comercial) (Nepstad *et al.*, 1999; Tabarelli *et al.*, 2004). A magnitude da perda de biodiversidade e da simplificação biológica irá depender dos nossos esforços para evitar a extinção de espécies através do manejo e da reabilitação dos fragmentos florestais e das matrizes que os circundam.

As seis diretrizes que nós descrevemos neste artigo podem auxiliar a eliminar ou mitigar os impactos negativos provocados pela alteração das paisagens sobre a persistência, em longo prazo, das espécies, particularmente aqueles oriundos da perda de habitat, dos efeitos de borda e da matriz. Essas diretrizes fazem parte da idéia corrente de que o estabelecimento de grandes redes de áreas protegidas, conectadas por corredores florestais e agroflorestais e imersas em matrizes pouco agressivas (p. ex., sem fogo e pesticidas), representa a melhor estratégia para a conservação da diversidade biológica em paisagens dominadas pelo homem. Isso pode ser descrito como conservação voltada para a paisagem em vez de focalizada em um sítio específico (Sanderson *et al.*, 2003; Gascon *et al.*, 2004).

Infelizmente, a maioria das diretrizes de conservação disponível na literatura não tem sido incorporada nas políticas públicas, principalmente nos países que retêm grande parte da biodiversidade mundial e onde a mesma se encontra em risco. Por exemplo, o atual processo de ocupação humana da Amazônia é caótico e baseado na extração, em larga escala, dos recursos naturais. A ausência de legislação relacionando os avan-

ços recentes da ciência às políticas e regulamentações, no âmbito do uso do solo e do desenvolvimento econômico, condenará qualquer estratégia de conservação ao fracasso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bierregaard Jr., R.O., C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita. 2001. Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest. Yale University Press, New Haven, EUA.
- Brown Jr., K.S & R.W. Hutchings. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. (eds.). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. pp. 91-110. University of Chicago Press, Chicago.
- Bruna, E.M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature*, 402: 139.
- Camargo, J.L.C. & V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Chatelain, C., L. Gautier & R. Spichter. 1996. A recent history of forest fragmentation in southwestern Ivory Coast. *Biodiversity and Conservation* 5: 37-53.
- Cochrane, M.A., A. Alencar, M.D. Schulze, C.M. Souza Jr., D.C. Nepstad, P. Lefebvre & E.A. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.
- Coimbra-Filho, A.F. & I.G. Câmara. 1996. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. Fundação Brasileira de Conservação da Natureza (FBCN), Rio de Janeiro, Brasil.
- Cordeiro, N.J. & H.F. Howe. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1733-1741.
- Corlett, R.T. 2000. Environmental heterogeneity and species survival in degraded tropical landscapes. In: M.J. Hutchings, E.A. John & A.J.A. Stewart (eds.). The ecological consequences of environmental heterogeneity. pp. 333-355. British Ecological Society, Londres.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487-515.
- Galindo-Leal, C. & I.G. Câmara. 2003. Atlantic forest hotspots status: an overview. In: C. Galindo-Leal & I. de G. Câmara (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. pp. 3-11. Island Press, Washington, D.C.
- Gascon, C. & T.E. Lovejoy. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology, Analysis of Complex Systems* 101: 273-280.
- Gascon, C., G.A.B. Fonseca, W. Sechrest, K.A. Billmark & J. Sanderson. 2004. Biodiversity conservation in deforested and fragmented landscapes: an overview. In: G. Schroth, G.A.B. Fonseca, C.A. Harvey, C. Gascon, H.L. Vasconcelos & A.M.N. Isac (eds.). Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. pp. 15-32. Island Press, Washington, D.C.

- Gascon, C., G.B. Williamson & G.A.B. Fonseca. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.
- Gascon, C., T.E. Lovejoy, R.O. Bierregaard Jr., J.R. Malcolm, P.C. Stouffer, H. Vasconcelos, W.F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher & S. Borges. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-230.
- Gilpin, M.E. & M.E. Soulé. 1986. Minimum viable population: processes of species extinction. In: M.E. Soulé (ed.). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. pp. 19-34. Sinauer Associates, Sunderland, EUA.
- Holdsworth, A.R. & C. Uhl. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Application* 7: 713-725.
- Laurance, W.F. 2001. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In: R.O. Bierregaard Jr., C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. pp. 158-168. Yale University Press, New Haven, EUA.
- Laurance, W.F. & C. Gascon. 1997. How to creatively fragment a landscape. *Conservation Biology* 11: 577-579.
- Laurance, W.F. & R.O. Bierregaard Jr. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W.F., M.A. Cochrane, S. Bergen, P.M. Fearnside, P. Delamônica, C. Barber, S.D'Angelo & T. Fernandes. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291: 438-439.
- Laurance, W.F., P. Delamônica, S.G. Laurance, H.L. Vasconcelos & T.E. Lovejoy. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836.
- Laurance, W.F., L.E. Lovejoy, H.L. Vasconcelos, E.M. Bruna, R.K. Didham, P.C. Stouffer, C. Gascon, R.O. Bierregaard Jr, S.G. Laurance & E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605-618.
- Lima, M. & C. Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91: 241-247.
- Lovejoy, T.E., R.O. Bierregaard, Jr., A.B. Rylands, J.R. Malcolm, C.E. Quintela, L.H. Harper, K.S. Brown, Jr., A.H. Powell, G.V.N. Powell, H.O.R. Schubart & M.B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: M.E. Soulé (ed.). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. pp. 257-285. Sinauer Associates, Sunderland, EUA.
- Malcolm, J.R. 1991. *The small mammals of Amazonian forest fragments: pattern and process*. Tese de Doutorado, University of Florida, Gainesville, EUA.
- Margules, C.R. & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Melo, F.P.L. 2004. O papel do efeito de borda sobre a chuva de sementes e o recrutamento inicial de plântulas: o caso das grandes sementes. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Mesquita, R. 1995. Utilization of *Cecropia*-dominated secondary forest for establishment and growth of primary forest seedlings in the Brazilian Amazon. Tese de Doutorado, University of Georgia, Athens, EUA.
- Mesquita, R., P. Delamônica & W.F. Laurance. 1999. Effects of matrix type on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129-134.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 845-853.
- Naughton-Treves, L., J.L. Mena, A. Treves, N. Alvarez & V.C. Radeloff. 2002. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology* 17: 1106-1117.
- Nepstad, D.C., A. Veríssimo, A. Alencar, C. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, P. Schlesinger, C. Potter, P. Moutinho, E. Mendoza, M. Cochrane & V. Brooks. 1999. Large-scale impoverishment of Amazon forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.
- Olden, J.D., N.L. Poff, M.R. Douglas, M.E. Douglas & K.D. Fausch. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 18-24.
- Oliveira, M.A., A.S. Grillo & M. Tabarelli, 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38: 389-394.
- Peres, C.A. 2001. Paving the way to the future of Amazonia. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 216-219.
- Powell, A.H. & G.V.N. Powell. 1987. Population dynamics of euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 19: 176-179.
- Sanderson, J., K. Alger, G.A.B. Fonseca, C. Galindo-Leal, V.H. Inchausti & K. Morrison. 2003. Biodiversity conservation corridors: planning, implementing, and monitoring sustainable landscapes. Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington, D.C.
- Scariot, A. 2001. Effects of landscape fragmentation on palm communities. In: R.O. Bierregaard, Jr., C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. pp. 121-135. Yale University Press, New Haven, EUA.
- Schroth, G., G.A.B. Fonseca, C.A. Harvey, C. Gascon, H.L. Vasconcelos & A.M.N. Isac. 2004. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. Island Press, Washington, D.C.
- Silva, J.M.C. & M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72-73.
- Skole, D. & C. Tucker 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260: 1905-1910.
- Tabarelli, M., J.M.C. Silva & C. Gascon. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13: 1419-1425.
- Tabarelli, M., W. Mantovani & C.A. Peres. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283-292.

- Terborgh, J., *et al.* 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923-1925.
- Tocher, M. 1998. A comunidade de anfíbios da Amazônia central: diferenças na composição específica entre a mata primária e pastagens. In: C. Gascon & P. Moutinho (eds.). *Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo*. pp. 219-232. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.
- Tocher, M., C. Gascon & B.L. Zimmerman. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. pp. 124-137. University of Chicago Press, Chicago.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Venticinque, E.M. & H.G. Fowler. 2001. Local extinction risks and asynchronies: the evidence for a metapopulation dynamics of a social spider, *Anelosimus eximius* (Araneae, Theridiidae). In: R.O. Bierregaard Jr., C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. pp. 187-198. Yale University Press, New Haven, EUA.
- Veríssimo, A., P. Barreto, R. Tarifa & C. Uhl. 1995. Extraction of a high-value natural resource in Amazonia: the case of mahogany. *Forest Ecology and Management* 72: 39-60.
- Williams, M. 2003. *Deforesting the earth: from prehistory to global crisis*. The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Williamson, G.B. & R.C.G. Mesquita. 2001. Effects of fire on rainforest regeneration in the Amazon Basin. In: R.O. Bierregaard Jr., C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. pp. 325-334. Yale University Press, New Haven, EUA.
- Williamson, G.B., R. Mesquita, K. Ickes & G. Ganade. 1998. Estratégias de árvores pioneiras nos Neotrópicos. In: C. Gascon & P. Moutinho (eds.). *Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo*. pp. 131-144. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Brasil.
- Zimmerman, B.L. & R.O. Bierregaard Jr. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography with an example from Amazonia. *Journal of Biogeography* 13: 133-143.