

Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais

Virgílio M. Viana
Leandro A. F. V. Pinheiro

ESALQ/USP

RESUMO: O desafio de conservar a biodiversidade regional em paisagens intensamente cultivadas tem como principal limitante o processo de degradação de fragmentos florestais. Tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações apresentam relações com fenômenos biológicos e, conseqüentemente, afetam a dinâmica dos fragmentos florestais. Isto se reflete no mosaico de eco-unidades que diferem entre si quanto à diversidade, mortalidade e natalidade de espécies arbóreas. A análise destes fatores e da estrutura e dinâmica de eco-unidades é fundamental para identificar estratégias conservacionistas e prioridades para a pesquisa. Os resultados indicam a necessidade de se manejar estes fragmentos e as paisagens em que estão inseridos, bem como desenvolver atividades de educação ambiental com a população local com relação à importância da cobertura florestal para o desenvolvimento sustentável. A eficácia do manejo depende da identificação dos fatores de degradação e de alternativas para minimizar o processo de degradação e recuperar a estrutura dos fragmentos florestais conservando assim a sua biodiversidade. A recuperação qualitativa de paisagens visando a conservação da biodiversidade e a melhoria da qualidade de vida tem como elemento chave a utilização dos fragmentos florestais como “ilhas de biodiversidade” e a interligação destes através de corredores e vizinhanças de alta porosidade.

INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade representa um dos maiores desafios deste final de século, em função do elevado nível de perturbações antrópicas dos ecossistemas naturais (tabela 1). Uma das principais conseqüências dessas perturbações é a fragmentação de ecossistemas naturais. Na Mata Atlântica, por exemplo, a maior parte dos remanescentes florestais, especialmente em paisagens intensamente cultivadas, encontra-se na forma de pequenos fragmentos, altamente perturbados, isolados, pouco conhecidos e pouco protegidos (Viana, 1995). A maior parte dos remanescentes florestais se encontra na forma de fragmentos florestais.



Tabela 1

Processo histórico do desmatamento no Estado de São Paulo. (S.O.S. Mata Atlântica e INPE, 1993).

| Ano | Cobertura Florestal | Desmatamento/ano (%) |
|------|---------------------|----------------------|
| 1500 | 81.2 | - |
| 1854 | 79.7 | 0.001 |
| 1886 | 70.5 | 0.29 |
| 1907 | 58.0 | 0.60 |
| 1920 | 44.8 | 1.02 |
| 1935 | 26.2 | 1.16 |
| 1952 | 18.2 | 0.47 |
| 1962 | 13.7 | 0.45 |
| 1973 | 8.3 | 0.49 |
| 1985 | 7.4 | 0.07 |
| 1990 | 7.2 | 0.04 |

O interesse no estudo das conseqüências da fragmentação florestal sobre a conservação da biodiversidade tem aumentado significativamente nos últimos anos (Harris, 1984; Forman e Godron, 1986; Lovejoy et al., 1986; Viana, 1990; Shafer, 1990; Gradwohl e Greenberg, 1991; Viana et al., 1992; Schellas e Greenberg, 1997; Laurance e Bierregard, 1997). A justificativa para este crescente interesse é a constatação de que a maior parte da biodiversidade se encontra hoje localizada em pequenos fragmentos florestais, pouco estudados e historicamente marginalizados pelas iniciativas conservacionistas. Se atendidas as previsões mais otimistas, os parques e reservas poderão responder pela manutenção de apenas 10% da cobertura natural dos ecossistemas tropicais (Gradwohl e Greenberg, 1991).

A fragmentação introduz uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais. Essas mudanças afetam de forma diferenciada os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade de diferentes espécies e, portanto, a estrutura e dinâmica de ecossistemas. No caso de espécies arbóreas, a alteração na abundância de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos alteram as taxas de recrutamento de plântulas; e os incêndios e mudanças microclimáticas, que atingem de forma mais intensa as bordas dos fragmentos, alteram as taxas de mortalidade de árvores. As evidências científicas sobre esses processos têm se avolumado nos últimos anos (Schellas e Greenberg, 1997; Laurance e Bierregard, 1997).

Se por um lado os resultados das pesquisas teóricas têm proporcionado uma clareza crescente quanto à dinâmica de ecossistemas fragmentados, existe ainda uma grande lacuna quanto ao uso desses resultados na formulação de estratégias para a conservação da biodiversidade em ecossistemas altamente fragmentados. Este trabalho tem como objetivo contribuir para o preenchimento dessa lacuna. Quais são as alternativas para promover a manutenção da biodiversidade em ecossistemas perturbados e fragmentados pela ação antrópica?

Este artigo aborda esta questão, com especial ênfase para ecossistemas de florestas tropicais. São analisadas alternativas para a atenuação de problemas relativos à conservação da biodiversidade a partir de resultados de pesquisas sobre a ecologia de fragmentos florestais do Laboratório de Silvicultura Tropical. Trata-se de um exercício preliminar, que tem uma dupla



finalidade: primeiro, orientar profissionais de ONGs, instituições governamentais, proprietários e empresas privadas que estão tomando decisões voltadas para a conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. Segundo, identificar problemas e hipóteses para pesquisadores que trabalham com esse tema.

FATORES QUE AFETAM A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM FRAGMENTOS FLORESTAIS

Os principais fatores que afetam a dinâmica de fragmentos florestais são: tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações (Viana et al., 1992). Esses fatores apresentam relações com fenômenos biológicos que afetam a natalidade e a mortalidade de plantas como, por exemplo, o efeito de borda, a deriva genética e as interações entre plantas e animais. A análise desses fatores é fundamental para identificar estratégias conservacionistas e prioridades para a pesquisa. Portanto, esse artigo analisa individualmente esses fatores.

Tamanho de fragmentos

A relação entre a área dos fragmentos e seus atributos ecológicos, especialmente a diversidade de espécies, é um elemento central da teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson, 1967). A distribuição das classes de tamanho dos fragmentos na paisagem é um ele-

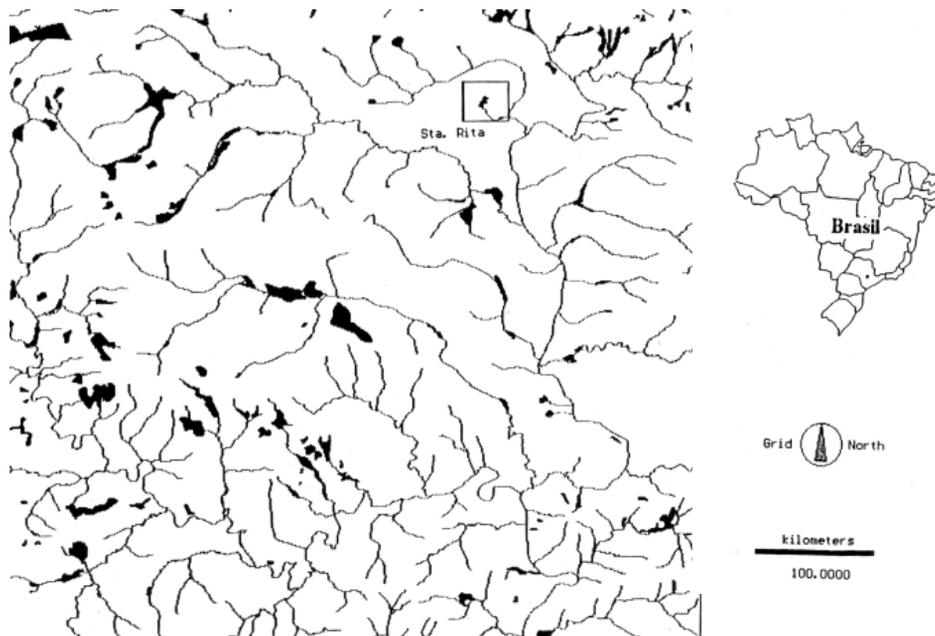


Figura 1
Distribuição dos fragmentos florestais na região de Piracicaba, São Paulo (DEPRN, 1989).



mento importante para o desenvolvimento de estratégias para a conservação da biodiversidade (Viana et al., 1992).

Foi feita uma análise dos dados obtidos a partir de imagens de satélite LANDSAT TM de 1989, em uma área de 71.335 ha (47°30'W/47°45'W; 22°30'S/22°45'S), na região de Piracicaba, SP (figura 1).

O tamanho mínimo mapeado é de 4 ha. A maior parte (65 %) dos fragmentos florestais tem área inferior a 10 ha. Os pequenos (<10 ha) e os grandes (>40 ha) fragmentos constituem 26,4% e 24,3% da área total remanescente da cobertura florestal, respectivamente (figura 2).

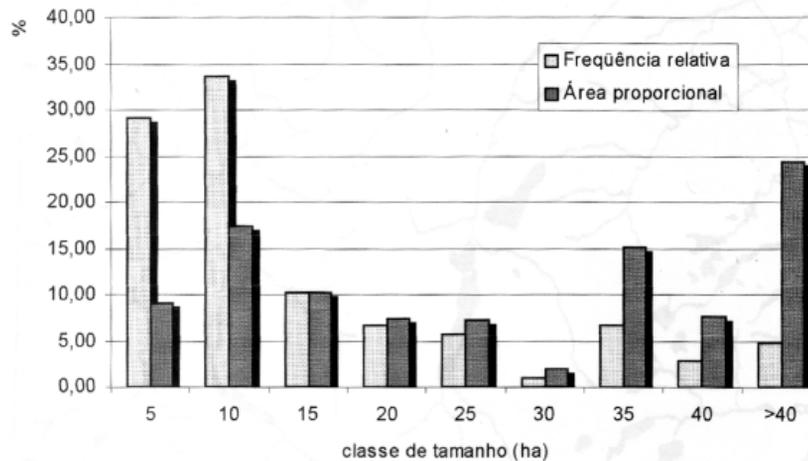


Figura 2

Comparação entre a frequência relativa e a área proporcional dos fragmentos florestais por classes de tamanho da região de Piracicaba, São Paulo.

A definição de fragmentos prioritários para a conservação deve combinar uma análise de outros parâmetros que afetam a sustentabilidade dos fragmentos, além da distribuição das classes de tamanho. Isso inclui grau de isolamento, forma, nível de degradação e risco de perturbação (que serão discutidos adiante). No caso em estudo, deveriam ser priorizados por um lado, os grandes fragmentos, com menor grau de isolamento, menor nível de degradação, menor risco de perturbação e contexto sócio-cultural favorável. Por outro lado, deveriam ser priorizados fragmentos pequenos que sejam raros na paisagem, devido à sua localização. Dentre esses destacam-se os fragmentos situados em topografias planas e suaves, em solos férteis e bem drenados e próximos das vias de transporte. Esses fragmentos são raros e, em muitos casos, apresentam pequenas populações de espécies ameaçadas de extinção.

A análise da distribuição de classes de tamanho de fragmentos é útil para a definição de estratégias para a conservação da biodiversidade em áreas protegidas (tabela 2).

Mais da metade das unidades de conservação possuem menos de 500 ha, o que é insuficiente para muitas espécies de plantas e animais. Além disso, parte significativa dessas unidades de conservação encontra-se degradada por um histórico de perturbações diversificado (incêndios, caça, extrativismo vegetal predatório etc.) e pelo efeito de borda, agravado por formas inadequadas. A definição de estratégias para a conservação da biodiversidade nessas áreas deve ultrapassar os limites das unidades de conservação e considerar as características e potencial de conservação nos fragmentos vizinhos. A identificação de áreas prioritárias para a criação de novas unidades de conservação deveria também considerar as características e potencial de conserva-



Tabela 2

Número de unidades de conservação no Estado de São Paulo por classe de tamanho (baseado em DEPRN, 1991)

| Área (ha) | Número |
|-------------|--------|
| < 100 | 5 |
| 100 – 500 | 10 |
| 500 – 1000 | 5 |
| 1000-5000 | 7 |
| 5000-10.000 | 0 |
| > 10.000 | 2 |
| Total | 29 |

Tabela3

Área basal (m²/ha e, número de espécies de 5 fragmentos de Floresta Mesófila Semidecídua com áreas diferentes. (baseado em Tabanez, 1995).

| Fragmento | Área (ha) | Área amostral (ha) | AB(m ² /ha) | No.Espécies |
|---------------|-----------|--------------------|------------------------|-------------|
| Modelo | 0,7 | 0,1045 | 12,50 | 38 |
| Mata do Pomar | 9 | 0,7000 | 8,41 | 51 |
| Sta. Rita | 9,5 | 0,7670 | 12,53 | 102 |
| Capuava | 86 | 1,3894 | 15,62 | 128 |
| Rio Claro | 220 | 1,2000 | 15,12 | 119 |

ção nos fragmentos vizinhos. Esse enfoque holístico a nível de paisagem é fundamental para o aumento da eficácia dessas áreas para a conservação da biodiversidade.

Estudos realizados em 5 fragmentos de tamanhos distintos entre 0.7 e 220 ha nesta mesma região entre 1990 e 1995 indicaram que a correlação entre a área dos fragmentos e o número de espécies não é trivial, e mais complexa do que a postulada na teoria de biogeografia de ilhas. Fragmentos de áreas semelhantes (9 ha), situados em solos, clima e topografia semelhantes e com intensidade amostral semelhantes, apresentaram riqueza de espécies arbóreas extremamente diferentes (tabela 3).

Um desses fragmentos, com 86 ha, apresentou um número de espécies maior (128) do que um fragmento com 220 ha (119), também em situações ecológicas e amostrais semelhantes. Esse resultado revela um dado intrigante, que deve ser melhor analisado quanto às suas implicações para a conservação da biodiversidade. Uma análise preliminar indica que o histórico de perturbações é um fator crítico na determinação da riqueza de espécies.

$$F = \sqrt{\frac{Af}{Ac}}$$



FORMA DE FRAGMENTOS E EFEITO DE BORDA

O fator de forma é a relação entre área de um fragmento florestal e o seu perímetro (onde F = fator de forma; A_f = área do fragmento florestal; e A_c = área de uma circunferência com mesma área). É um parâmetro útil para a análise da vulnerabilidade dos fragmentos a perturbações, especialmente através do efeito de borda.

Este parâmetro foi calculado para a região de Piracicaba baseado nos dados de mapeamento a partir de imagens de satélite realizado pelo “Projeto Olho Verde” do DEPRN em 1989 (figura 1). Os resultados demonstraram que existe uma grande diferença entre os fragmentos quanto à forma. Cerca de 13.1% podem ser considerados “arredondados” (fator de forma >0.8), menos sujeitos ao efeito de borda (figura 3).

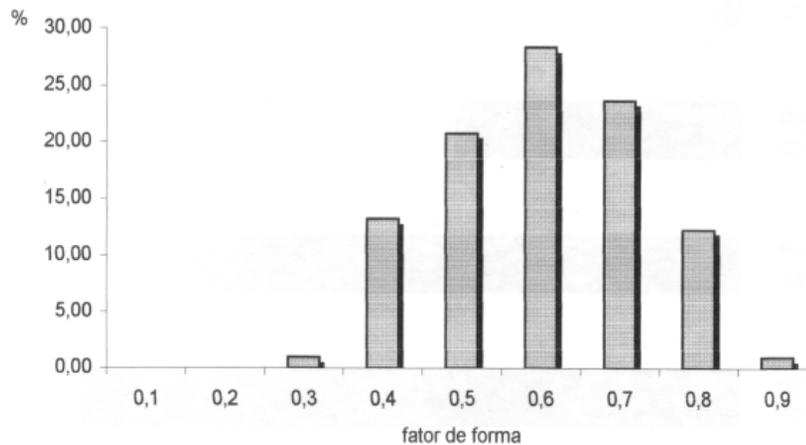


Figura 3

Distribuição dos fragmentos florestais da Região de Piracicaba, São Paulo por classes de fator de forma.

Cerca de 51,9% podem ser considerados “alongados” ($0.8 >$ fator de forma >0.6). Cerca de 35% podem ser considerados “muito alongados” (fator de forma <0.6), mais sujeitos ao efeito de borda. Trata-se de uma categorização preliminar, que nos fornece uma hipótese para testes empíricos. Apesar do seu caráter preliminar, é clara a importância desse parâmetro na definição de estratégias conservacionistas.

Considerando-se um fragmento médio na paisagem estudada, com uma área de 14,2 ha e um fator de forma de 0,55 (dimensões de cerca de 920 x 155 m), e um efeito de borda de 50 m, conclui-se que cerca de 66% do fragmento encontra-se sob efeito de borda. Essa análise representa uma simplificação pois o efeito de borda não é constante entre as diferentes faces de exposição do fragmento e apresenta elevada correlação com o histórico de perturbações do fragmento (Viana et al., 1997) e apresenta resposta diferenciada para os vários taxa (Laurance et al., 1997). Podemos, entretanto, postular a hipótese de que a maior parte dos fragmentos da região estudada apresenta uma elevada proporção sob efeito de borda, em função do pequeno tamanho e baixo fator de forma.

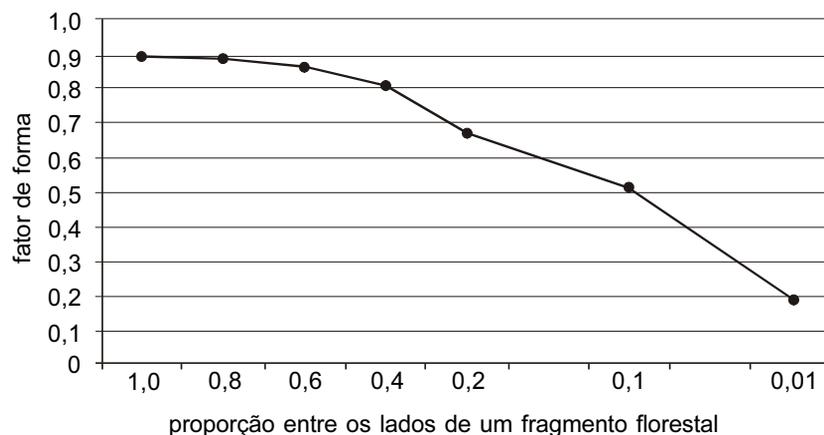


Figura 4

Comportamento da variável fator de forma em relação à proporção entre os lados de um fragmento florestal.

Qualquer análise acerca da importância conservacionista de um determinado fragmento (exemplo: análise de impacto ambiental de desmatamentos). Quanto maior o fator de forma, maior é o valor ambiental de um fragmento. Do ponto de vista prático, pode-se utilizar a proporção entre a maior e a menor dimensão de um fragmento como um parâmetro para a análise do fator de forma. Nesse caso, vale notar que o fator de forma é muito pouco sensível para a proporção entre as dimensões do fragmento (figura 4).

O reflorestamento de matas ciliares deve levar em conta o fato das futuras florestas apresentarem um baixo fator de forma. Por exemplo, uma mata ciliar de 30 x 1000 m apresenta um fator de forma de 0,3, o que é extremamente baixo. O planejamento de projetos de recuperação de matas ciliares raramente leva em consideração o futuro efeito de borda sobre essas áreas. Recomenda-se o plantio diferenciado nas bordas das matas ciliares.

Grau de isolamento e heterogeneidade da paisagem

O grau de isolamento afeta o fluxo gênico entre fragmentos florestais e, portanto, a sustentabilidade de populações naturais. Foi feita uma análise dos dados do mapeamento feito pelo IGC com base em fotos aéreas de 1980 (46°30'W/48°00'W; 22°00'/23°00'), na macrorregião de Piracicaba, SP (IGC, 1980).

A paisagem analisada não é homogênea quanto aos seus atributos espaciais. O grau de isolamento varia de forma significativa na paisagem. A conectividade entre os fragmentos florestais tende a diminuir em paisagens mais intensamente cultivadas. Podem ser identificadas três regiões com diferentes características de fragmentação (taxa de cobertura florestal, distribuição de classes de tamanho, grau de isolamento): Nova Odessa, Piracicaba, Itirapina (figura 5).

Essa heterogeneidade intra-paisagem aponta para a necessidade de utilizar escalas apropriadas para o estudo da paisagem, em função das características da fragmentação. Os limites geográficos para a

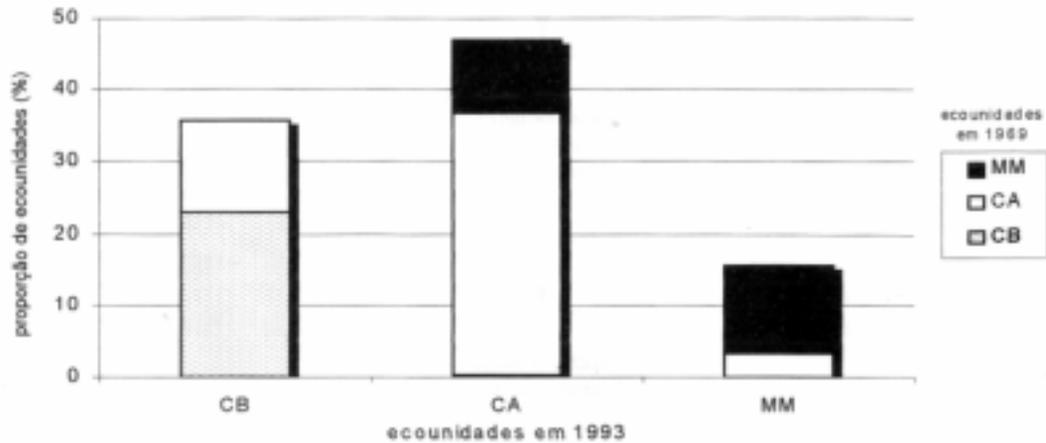


Figura 5

Distribuição dos fragmentos florestais na macro-região de Piracicaba, SP (IGC, 1980).

definição de estratégias conservacionistas devem considerar unidades da paisagem homogêneas quanto às características de fragmentação dos ecossistemas naturais.

Podem ser identificadas diversas estratégias para o aumento da conectividade entre os fragmentos, destacando-se o estabelecimento de corredores em matas ciliares e encostas e o aumento da porosidade da matriz. A escolha da estratégia mais apropriada para um determinado fragmento depende de uma análise de custo-benefício caso a caso. De maneira geral, recomenda-se o estímulo ao estabelecimento de corredores em matas ciliares e encostas, uma vez que isso já é previsto por lei. Recomenda-se a identificação de oportunidade de estabelecimento de corredores a partir da regeneração natural de espécies arbóreas. Quanto mais largos os corredores, maior será o grupo de taxa beneficiado. O aumento da porosidade da matriz deve aumentar a diversidade de unidades de manejo e a diversidade dentro das unidades de manejo. Nesse caso, a disseminação de sistemas agroflorestais representa um efeito favorável para diminuir o isolamento de fragmentos florestais.

Vizinhança dos fragmentos

Comparou-se a área basal, altura média e número de indivíduos arbóreos a diferentes distâncias da borda de um fragmento florestal na Região de Arapoti, PR (1996) circundado em parte por pastagem e em parte por talhões de *Pinus*, a fim de determinar o efeito da vizinhança na intensificação do efeito de borda de fragmentos florestais. Concluiu-se que as áreas vizinhas a pastagem estavam sujeitas a um efeito de borda mais intenso, dado que a área basal média apresentou um aumento significativo a partir da borda e a altura média e número de espécies se manteve sempre inferior às áreas cuja vizinhança era o *Pinus* (figura 6).

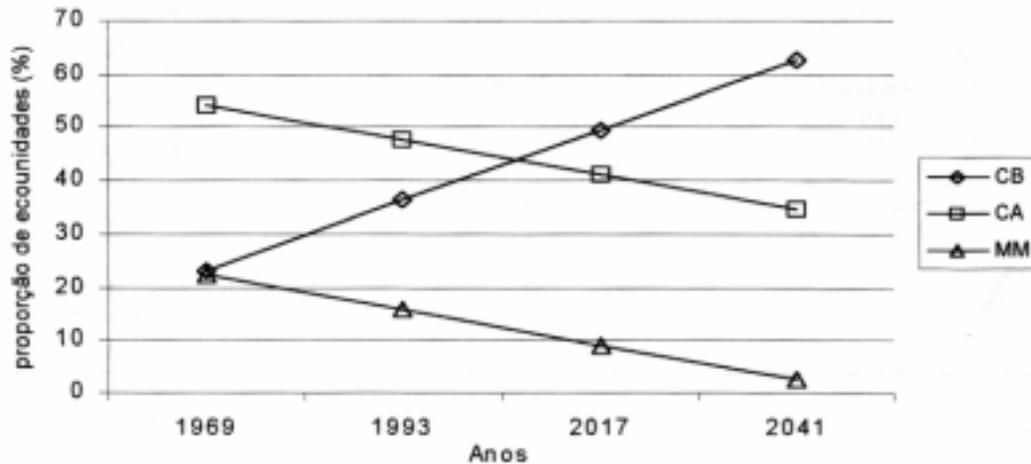


Figura 6

Comparação da área basal (a), altura média (b) e número de indivíduos (c) a diferentes distâncias de um fragmento florestal na Região de Arapoti, PR circundado em parte por pastagem e em parte por talhões de Pinus. Viana et al., 1996.

As atividades de reflorestamento atenuam o efeito de borda em fragmentos florestais. Além disso, diminuem o risco de incêndios florestais, uma vez que os proprietários passam a adotar práticas de prevenção e combate, normalmente ausentes na maior parte das propriedades agropecuárias que não possuem reflorestamentos. O reflorestamento, portanto, pode representar um grande benefício para a conservação de fragmentos florestais.

A qualidade da vizinhança pode ser melhorada através de plantios de bordadura, fora dos fragmentos. Esses plantios devem incluir sistemas de produção com elevada densidade de espécies arbóreas, preferencialmente espécies de ciclo longo, altas, perenifólias, com flores e frutos utilizados pela fauna nativa e elevada taxa de retorno econômico. O uso de sistemas agroflorestais apresenta um efeito favorável para o efeito de borda.

Estrutura e dinâmica de eco-unidades

Uma das principais características das florestas tropicais é o fato de constituírem-se num mosaico de eco-unidades (Aubreville, 1938; Richards, 1952; Oldeman, 1983). Essas eco-unidades representam trechos da floresta com características sucessionais semelhantes e foram definidas e descritas de forma diferenciada pelos vários autores. No caso de fragmentos de florestas tropicais semi-decíduas em paisagens intensamente fragmentadas, essas eco-unidades podem ser definidas a partir da (i) estrutura de tamanho do dossel, (ii) dominância foliar de cipós, (iii) diversidade de espécies (Viana et al., 1997)(tabela 4).



Tabela 4

Área basal (m^2/ha), número de indivíduos por hectare e diversidade de espécies arbóreas (Shannon-Weiner) nas diferentes eco-unidades de um fragmento florestal na região de Piracicaba. (Viana e Tabanez, 1996).

| Eco-unidades | AB (m^2/ha) | Ind./ha | Diversidade |
|----------------|-----------------|---------|-------------|
| Capoeira Baixa | 9.05 | 445.00 | 1.17 |
| Capoeira Alta | 12.61 | 985.46 | 2.02 |
| Mata Madura | 18.49 | 926.32 | 1.89 |

As eco-unidades diferem entre si quanto à diversidade, mortalidade e natalidade de espécies arbóreas. A análise da estrutura e dinâmica de eco-unidades é fundamental para identificar estratégias conservacionistas e prioridades para a pesquisa. Portanto, esse artigo aborda individualmente esse tema.

A partir da interpretação de fotografias aéreas em grande escala datadas de 1969 e 1993 foi realizado um estudo visando analisar dinâmica de eco-unidades num fragmento de floresta estacional semidecidual da região de Piracicaba, de 9 ha, situada no Campus da ESALQ. Os resultados indicam que este fragmento está se degradando: a proporção de eco-unidades de baixa diversidade está aumentando (figura 7).

A figura 8 apresenta a origem do mosaico das eco-unidades em 1993 em função de 1969. Praticamente todas as áreas de capoeira baixa identificadas em 1969 se mantiveram como tal nestes 24 anos, não evoluindo para eco-unidades de maior diversidade. A degradação de eco-unidades de capoeira alta para capoeira baixa e de mata madura para capoeira alta foi de 23% e 45.5% respectivamente.

O processo de degradação demonstra a necessidade de manejo para a recuperação do fragmento. Assumindo uma seqüência linear de perturbações nos próximos 48 anos, sem intervenções com intuito de recuperá-lo, a tendência é de extinção da área de mata madura e a predominância de áreas com capoeira baixa (Figura 9).

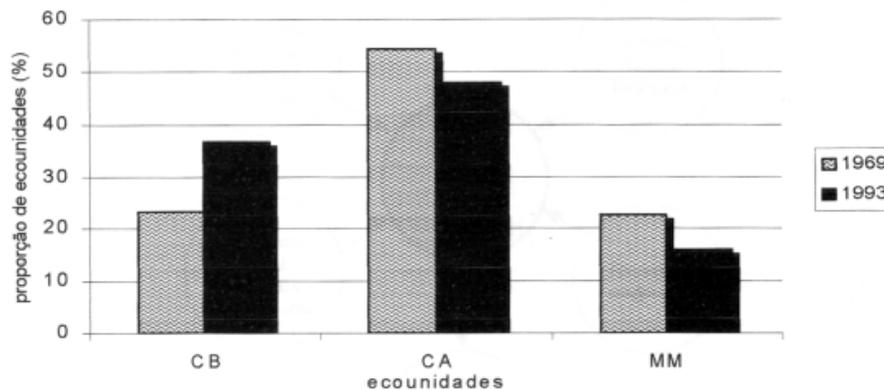


Figura 7

Proporção de eco-unidades no fragmento florestal "Pomar" localizado em Piracicaba, SP em 1969 e 1993.

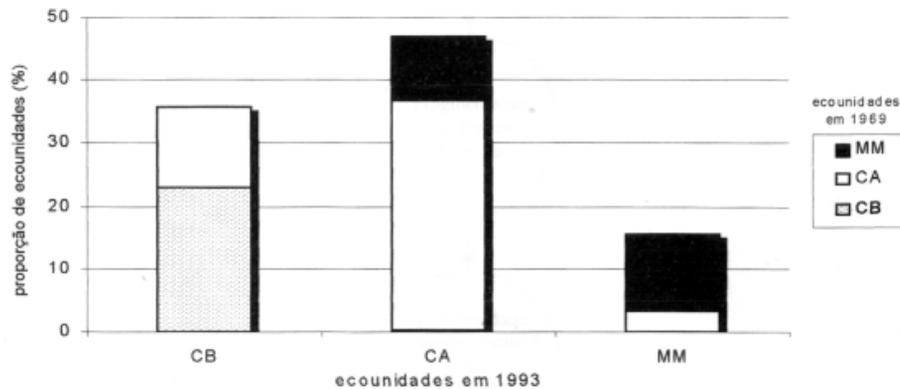


Figura 8
Origem da composição de eco-unidades no fragmento florestal “Pomar” localizado em Piracicaba, SP em 1993 a partir de composição de 1969.

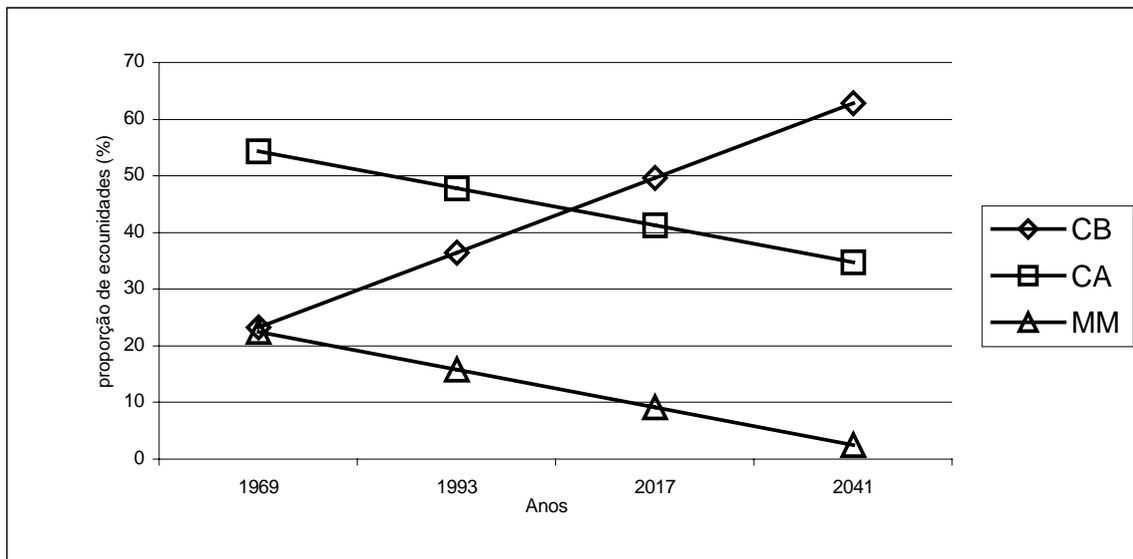


Figura 9
Tendência de evolução das eco-unidades no fragmento florestal “Pomar” localizado em Piracicaba, SP.

O processo de degradação descrito acima reforça a robustez da hipótese de que os pequenos fragmentos não são auto-sustentáveis sem o manejo florestal (Viana, 1990). A teoria ecológica deve incorporar o processo de degradação espontânea de fragmentos de florestas tropicais (figura 10).

Mesmo sem a redução da área, as evidências apontam para uma perda de espécies. Isso ocorre em função dos fatores que afetam a demografia de populações isoladas como endogamia, problemas na polinização e dispersão e predação de sementes. Esses fatores somam-se às perturbações de origem antrópica, especialmente a caça, o extrativismo predatório e incêndios florestais.

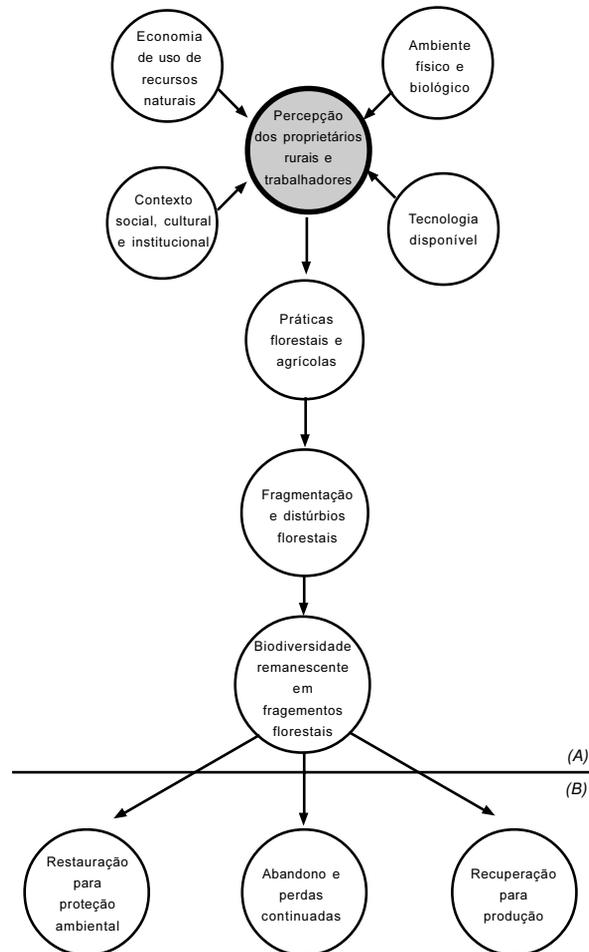


Figura 10

Processo de fragmentação florestal em paisagens intensivamente cultivadas (A) e estratégias alternativas para lidar com problemas associados como fragmentação (B). O ponto chave deste sistema é o proprietário rural que realiza decisões de uso da terra baseado nas suas percepções acerca do ambiente, economia, tecnologia e contexto social, institucional e cultural(modificado a partir de Viana, 1995).

Relações com a população local

Os fragmentos florestais não existem num vazio humano. Pelo contrário, os fragmentos apresentam uma profunda relação com a sociedade envolvente. Um dos fatores que melhor explica a estrutura e a dinâmica de fragmentos florestais é o histórico de perturbações. Esse histórico de perturbações é complexo e longo. Inicia-se com as populações ameríndias e suas práticas de manejo e incluem todas as atividades de extração vegetal e animal e o processo de redução da área dos remanescentes florestais no período pós-colombiano (Viana, 1995).

No caso da macro-região de Piracicaba, a relação da população com os fragmentos florestais varia de forma significativa entre as diferentes regiões (figura 5). Na região de Itirapina, por exemplo, existem áreas de topografia mais acidentada, onde a atividade predominante é a pecuária e os moradores da zona rural são em boa parte dos casos originários da própria



região. Na região de Piracicaba, existem áreas de topografia mais suave, onde a atividade predominante é a o cultivo da cana-de-açúcar, e os trabalhadores da zona rural são em boa parte dos casos originários de outros estados. Faltam estudos detalhados que estabeleçam as relações entre essas características sócio-econômicas e a relação da população com os fragmentos. Uma avaliação preliminar indica que as populações locais possuem um conhecimento mais rico sobre a flora e fauna local. Além disso, existem diversos grupos religiosos que usam os fragmentos florestais para suas cerimônias. As características das relações da população local com os fragmentos florestais cria riscos e oportunidades para atividades voltadas para a conservação da biodiversidade.

O processo de fragmentação florestal pode ser descrito como o resultado de um processo de tomada de decisão dos proprietários e trabalhadores rurais, com base nas suas percepções do ambiente físico e biológico, suas oportunidades e limites para uso econômico; do contexto social, cultural e institucional e da tecnologia disponível para o manejo florestal e agrícola (figura 11).

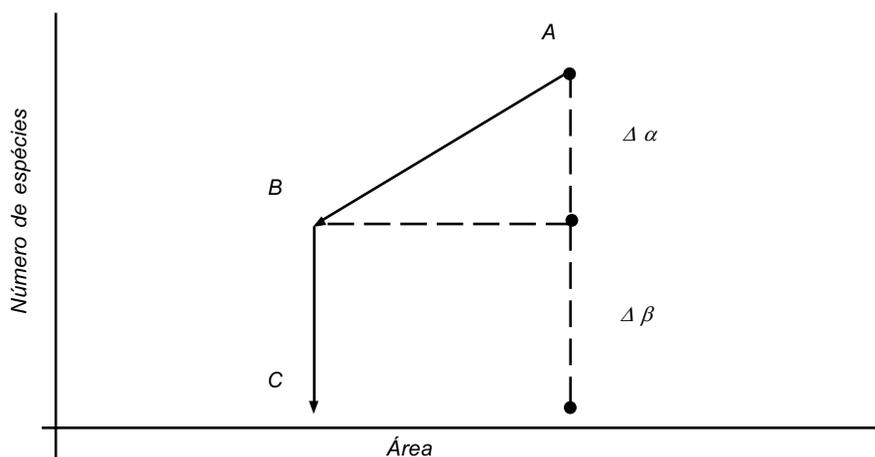


Figura 11

Representação teórica da perda de diversidade de um fragmento florestal. Na condição A, este fragmento tem uma determinada área e diversidade. Com a diminuição da área, o fragmento passa a condição B, com uma menor diversidade e área. Com o passar do tempo, o fragmento experimenta uma redução da diversidade, mesmo sem ter a sua área reduzida. (modificado a partir de Viana et al., 1992).

De maneira geral, esse processo de tomada de decisões resulta na crescente substituição da cobertura florestal por atividades agropecuárias (Viana, 1995). Existe uma grande lacuna quanto ao entendimento do processo de tomada de decisão de proprietários e trabalhadores rurais. Trata-se de um elemento fundamental para a definição de uma estratégia para a conservação da biodiversidade.

ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM PAISAGENS MUITO FRAGMENTADAS

Um dos problemas sérios para a restauração da biodiversidade em áreas degradadas pela ação antrópica é o emprego de um pequeno número de espécies nos projetos de recuperação ambiental. A restauração da biodiversidade é especialmente importante em áreas destinadas prioritariamente (i) à



proteção ambiental onde se deseja restaurar a forma do ecossistema ou (ii) ao manejo integrado de pragas em áreas de reflorestamento, agricultura ou pecuária. Nestas situações, deseja-se restaurar a máxima biodiversidade ao menor custo possível. Como resolver esta equação? Uma das alternativas para o aumento da eficiência dos trabalhos de restauração ambiental é o uso de fragmentos florestais como “ilhas de biodiversidade”.

Normalmente, utiliza-se apenas uma fração das espécies vegetais (árvores) que, por sua vez, representa apenas uma pequena parte da biodiversidade dos ecossistemas naturais (tabela 5).

A importância relativa das árvores deve ser menor do que o estimado atualmente, uma vez que um grande número de espécies de insetos, bactérias e fungos está ainda por ser identificado (Wilson, 1992; Ricklefs e Schluter, 1993). No caso das florestas tropicais, existe uma grande quantidade de plantas que não são árvores: epífitas, cipós, arbustos, ervas etc. (tabela 6).

Se forem usadas, por exemplo, 50 espécies arbóreas em um projeto de reflorestamento, isso pode corresponder a menos de 1% da biodiversidade natural de um ecossistema de uma floresta tropical úmida.

Tabela 5

Número de espécies vivas e descritas nos diferentes grupos taxonômicos, em todo o mundo (baseado em Wilson, 1992).

| Grupo Taxonômico | n. espécies | Proporção |
|--------------------|-------------|-----------|
| Insetos | 751.000 | 53 |
| Outros animais | 281.000 | 20 |
| Plantas superiores | 248.400 | 17.5 |
| Fungos | 69.000 | 5 |
| Protozoários | 30.800 | 2 |
| Algas | 26.900 | 2 |
| Vírus e Bactérias | 5800 | 0.5 |
| Total | 1.412.900 | 100 |

Tabela 6

Número de espécies vegetais nativas na floresta tropical úmida de La Selva na Costa Rica (baseado em Hartshorn e Hammel, 1993).

| Forma de Vida | n. espécies | Proporção |
|---------------|-------------|-----------|
| Herbáceas | 386 | 27 |
| Epífitas | 380 | 26 |
| Árvores | 323 | 22 |
| Arbustos | 262 | 18 |
| Cipós | 107 | 7 |
| Total | 1458 | 100 |



Os trabalhos de recuperação ambiental normalmente utilizam algumas dezenas de espécies arbóreas em cada sítio, normalmente aquelas mais abundantes e de fácil obtenção de sementes. A razão para esta prática é simples: ao aumentar o número de espécies envolvidas nos trabalhos de recuperação ambiental, o custo do empreendimento aumenta de forma exponencial. Boa parte dos reflorestamentos de proteção ambiental privilegia a recuperação da função ao invés da restauração da forma do ecossistema (Viana, 1991). Isto é especialmente verdadeiro quando consideramos o caso de insetos e epífitas, os grupos de maior diversidade e que quase nunca são considerados nos trabalhos de recuperação ambiental.

Os fragmentos florestais geralmente possuem uma biodiversidade muito maior do que a utilizada nos trabalhos de recuperação ambiental, envolvendo a grande maioria das diferentes formas de vida e dos vários grupos taxonômicos de plantas e animais. Frequentemente, estes fragmentos florestais fazem parte da paisagem na qual se deseja recuperar áreas degradadas pela ação antrópica. A alternativa

Tabela 7

Características relevantes para a identificação de fragmentos prioritários a recuperação, parâmetros utilizados e possíveis atividades de recuperação.

| | Características | Parâmetros/atividades | Unidades | |
|---|-------------------------------|---------------------------------------|---|------------------------------------|
| Fragmentos florestais Prioritários à recuperação | Raridade | Cobertura remanescente do ecossistema | % da cobertura remanescente | |
| | | Condição edafoclimática | % da cobertura remanescente em relação ao solo, relevo, clima | |
| | Potencial de sustentabilidade | Área | Ha, km ² | |
| | | Forma | Relação área/perímetro | |
| | | Isolamento | Distância entre fragmentos | |
| | | Efeito de borda | Classes de porosidade da paisagem | |
| | | Atitude da população | Uso do solo nas vizinhança | |
| | | Risco de perturbação | | Tipos de relação com os fragmentos |
| | | | | Proximidade de estradas |
| | | | | Proximidade de núcleos urbanos |
| | Custos da Recuperação | | Uso do solo nas vizinhança | |
| | | Aumento da área | R\$/ha | |
| | | Alteração da forma | | |
| | | Corredores | | |
| | | Plantio de bordadura | R\$ | |
| | | Educação ambiental | | |
| Vigilância | | | | |



que se coloca é simples: recuperar os fragmentos e interligá-los com corredores e sistemas agroflorestais de alto fluxo de biodiversidade. Ao recuperarmos os fragmentos (freqüentemente degradados pela ação antrópica), aumenta-se o potencial destes como “ilhas de biodiversidade”. Ao interligarmos os fragmentos através de “corredores de biodiversidade”, aumenta-se o fluxo de animais e sementes e, portanto, a colonização das áreas degradadas pelas espécies de plantas e animais presentes nos fragmentos florestais. Estes corredores devem atrair os dispersores da biodiversidade, notadamente animais (especialmente pássaros, mamíferos, insetos e anfíbios). Ao aumentarmos a porosidade das paisagens através da adoção de sistemas agroflorestais de alta diversidade e mosaicos de uso da terra diversificados, podemos obter resultados semelhantes e complementares aos corredores. O desenvolvimento de tecnologias de recuperação de fragmentos degradados, estabelecimento de corredores florestais e paisagens de maior porosidade, constitui-se num dos maiores desafios para as atividades de restauração da biodiversidade em paisagens fragmentadas.

As atividades de recuperação devem identificar fragmentos prioritários para a conservação a partir da análise da raridade do fragmento, o potencial de sustentabilidade do fragmento e os custos de recuperação (tabela 7).

A raridade dos fragmentos permite (i) a identificação dos ecossistemas naturais (florestas de planalto, várzea, cerrado etc.) mais ameaçados e (ii) a identificação de fragmentos raros desses ecossistemas para as diferentes condições edafo-climáticas. O potencial de sustentabilidade é função da área, forma, isolamento, vizinhança, relação da população local com o fragmento. Os custos da recuperação variam de acordo com as práticas utilizadas: aumento da área do fragmento, alteração na forma, estabelecimento de corredores através de plantios ou regeneração natural, plantio de sistemas agroflorestais ou reflorestamento na bordadura, desenvolvimento de programas de educação ambiental e vigilância. A combinação de todos esses fatores resulta numa matriz complexa, porém, com as principais informações necessárias para a tomada de decisões estratégicas.

CONCLUSÕES

As pesquisas vêm reforçar a hipótese de que os fragmentos florestais não são auto-sustentáveis. A degradação destes é resultado da complexa interação entre fatores inerentes ao processo de fragmentação, como redução da área, maior exposição ao efeito de borda e isolamento, e a constante pressão antrópica. Estes fatores se manifestam e se combinam de diversas formas, gerando diferentes formas de degradação. Como consequência cria-se um mosaico de eco-unidades único para cada fragmento florestal. Entretanto os resultados apontam para a necessidade de se manejar estes fragmentos e as paisagens em que estão inseridos, tanto quanto para sensibilizar a população local: os trabalhadores rurais e os proprietários para a importância da cobertura florestal. A eficácia desta intervenção depende da identificação dos fatores de degradação e de alternativas sustentáveis para minimizar o processo de degradação e recuperar a estrutura dos fragmentos florestais conservando assim a sua biodiversidade. A importância relativa dos fragmentos florestais na composição da cobertura florestal das paisagens intensamente cultivadas e a biodiversidade residente nestes permite defini-los como elementos chave para a recuperação qualitativa destas paisagens visando a sustentabilidade e a melhoria da qualidade de vida.



AGRADECIMENTOS

À equipe do Projeto Ecologia e Manejo de Fragmentos Florestais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUBREVILLE. "La forêt coloniale: les forêts de l'Afrique occidentale française". *Ann. Acad. Sci. colon.*, Paris, v. 9, p. 1-245, 1938.
- DEPRN. *Projeto Olho Verde*. São Paulo: Departamento de Proteção aos Recursos Naturais do Estado de São Paulo, 1989.
- FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. *Landscape ecology*. New York: John Wiley, 1986. 619p.
- GRADWOHL, J.; GREENBERG, R. "Small forest reserves: making the best of a bad situation". *Climatic change*, v. 19, p. 235-256, 1991.
- HARRIS, L.D. *The fragmented forest*. Chicago: University of Chicago Press, 1984. 211p.
- HARTSHORN, G.; HAMMEL, B.E. *Vegetation types and floristic patterns*. In: McDADE, L.A.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHORN, G., ed. *La selva*. Chicago: University of Chicago Press, 1993.
- IGC. *Plano cartográfico do Estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto Geográfico e Cartográfico, 1980.
- LAURANCE, W.F.; BIERREGARD, R.O., ed. *Tropical forest remnants*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 615p.
- LOVEJOY, T.E.; BIERREGARD, R.O.; RYLANDS, A.B.; MALCOLM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BROWN, K.S.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O.R.; HAY, M.B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULE, M.E., ed. *Conservation biology*. Massachusetts: Sinauer Press, 1986. p. 257-285.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.
- OLDEMAN, R.A.A. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. In: OLDEMAN, R.A.A. *Tropical rain forest: ecology and management*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1983. p. 131-150.
- RICHARDS, P.W. "Estudio de la vegetación tropical". *Unasylva*, v. 10, n. 4, p. 171-175, 1952.
- RICLEFFS, R.E.; SCHLUTER, D., ed. *Species diversity in ecological communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1993.
- S.O.S. MATA ATLÂNTICA; INPE. *Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: S.O.S. Mata Atlântica, 1993. 46p.
- SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. *Forest patches in tropical landscapes*. Washington: Island Press, 1997. 426p.
- SHAFER, C.L. *Nature reserves: island theory and conservation practice*. Washington: Smithsonian Institution Press, 1990. 185p.
- TABANEZ, A.A.J. *Ecologia e manejo de eco-unidades em um fragmento florestal na região de Piracicaba*. SP. Piracicaba, 1995. 85p. (Tese - Mestrado - ESALQ/USP).
- VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6, Campos do Jordão, 1990. *Anais*. Curitiba: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade de Engenheiros Florestais, 1990. p. 113-118.
- . Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. In: *Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo*. Belo Horizonte/Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/ University of Florida, 1995. p. 135-154.
- . *Reflorestamento com espécies nativas: restauração da forma ou recuperação das funções da floresta?* Piracicaba: ESALQ/LCF, 1991. (manuscrito não publicado).
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: *Forest patches in tropical landscapes*. Washington: Island Press, 1996. p. 151-167.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; BATISTA, J.L.F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist Forest. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGARD, R.O., ed. *Tropical forest remnants: ecology management and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 351-365.



VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; MARTINS, J.L.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, São Paulo, 1992. *Anais*. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992. p. 400-407.

WILSON E.O. *The diversity of life*. Cambridge: Harvard University Press, 1992.