

**DINÂMICA ESTRUTURAL DA  
COMUNIDADE ARBÓREO-ARBUSTIVA DE  
UM SISTEMA CORREDOR-FRAGMENTO  
EM SANTO ANTÔNIO DO AMPARO, MG**

**CARLA DANIELE DE CARVALHO GUIMARÃES**

**2010**

**CARLA DANIELE DE CARVALHO GUIMARÃES**

**DINÂMICA ESTRUTURAL DA COMUNIDADE ARBÓREO-  
ARBUSTIVA DE UM SISTEMA CORREDOR-FRAGMENTO EM  
SANTO ANTÔNIO DO AMPARO, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agroecossistemas, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. Dr. Eduardo van den Berg

LAVRAS  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2010

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca Central da UFLA**

Guimarães, Carla Daniele de Carvalho.

Dinâmica estrutural da comunidade arbóreo-arbustiva de um sistema corredor-fragmento em Santo Antônio do Amparo - MG / Carla Daniele de Carvalho Guimarães. – Lavras : UFLA, 2010.  
45 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2010.  
Orientador: Eduardo van den Berg.  
Bibliografia.

1. Conectividade. 2. Corredores. 3. Fragmentação. 4. Valos. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

**CARLA DANIELE DE CARVALHO GUIMARÃES**

**DINÂMICA ESTRUTURAL DA COMUNIDADE ARBÓREO-  
ARBUSTIVA DE UM SISTEMA CORREDOR-FRAGMENTO EM  
SANTO ANTÔNIO DO AMPARO, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agroecossistemas, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 02 de fevereiro de 2010

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes UFLA

Profa. Dra. Gislene Carvalho de Castro UFSJ

Prof. Dr. Eduardo van den Berg  
UFLA  
(Orientador)

LAVRAS  
MINAS GERAIS – BRASIL

A Deus, o Criador de tudo e guia dos meus passos,

**OFEREÇO**

Aos meus pais, fonte inesgotável de amor e companhia fiel e inseparável, **DEDICO ESTE TRABALHO.**

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por ser meu Criador, por me abençoar sempre, mostrar-me o melhor caminho a seguir e pelas inúmeras oportunidades oferecidas todos os dias.

Aos meus pais, sem os quais eu não teria chegado até aqui. Por estarem sempre comigo; por deixarem de sonhar seus próprios sonhos para sonharem o “meu sonho”; pelo carinho, apoio, amor, paciência, amizade, fidelidade, compreensão e incentivo incondicionais; por me fazerem tão feliz em todos os momentos; por serem sempre meu porto seguro; por estarem sempre de mãos dadas comigo; pelo exemplo de honestidade, perseverança e fé e pela infinita sabedoria.

Ao meu noivo, por ter suportado tantas reclamações, nervosismo, xingamentos...; pelo companheirismo, fidelidade, apoio e incentivo e por todo o amor e carinho, que foram essenciais nesta caminhada. Obrigada por não me deixar desistir nunca!

Aos meus familiares, por me alegrarem, apoiarem e incentivarem, ainda que, na maioria das vezes, não me compreendessem.

Ao professor Eduardo van den Berg (DBI/UFLA), pelo grande esforço em tentar me compreender, pela orientação, apoio, conselhos, sabedoria, incentivo e, principalmente, pela infinita paciência. Agradeço também pela confiança em minha capacidade e pelas palavras de apoio nas horas de maior desespero.

À professora Gislene Carvalho de Castro (DEPEB/UFSJ), pela coorientação, disponibilidade, apoio, valiosas sugestões e também pela paciência.

A minha grande amiga e orientadora Aparecida Célia Paula dos Santos, por jamais deixar de acreditar em mim, pelo apoio incondicional, pela torcida constante e pelo grande exemplo de honestidade e retidão. Agradeço também pelos inúmeros momentos agradáveis.

À NKG Fazendas Brasileiras S.A., pela oportunidade de realização de tão importante trabalho e pelo apoio logístico. Em especial, a Regina Monserrat, Stephan Zwick e Joaquim Aguiar Paiva, pela constante atenção. A todos os funcionários da empresa que contribuíram para a realização da pesquisa, especialmente ao Antônio Rufino (Tonho), pela companhia inigualável, conversas agradáveis, grande ajuda em campo e pelos valiosos conhecimentos, e ao Caminhas, pela hospitalidade, companhia e momentos de descontração.

Ao Washington, por ter nos permitido realizar o trabalho em parte de sua propriedade.

A minha equipe de campo, Grazielle Sales, Lidiany, Hisaías e Tonho (mais uma vez), pela empolgação contagiante a cada campanha, pelo esforço, conhecimentos, apoio e também por momentos tão prazerosos. Agradeço também pela amizade.

As minhas grandes amigas Lidy, Grazi, Gabi, Ludi..., pela amizade sincera, carinho, risadas e momentos tão felizes...

Aos amigos que conquistei durante esta caminhada, pelos momentos de descontração, pelo conhecimento compartilhado, pelas conversas acolhedoras, pela companhia sempre agradável; e também aos amigos antigos que, mesmo distantes, continuam me apoiando e acreditando sempre em mim.

Aos vários grandes amigos que hoje estão “espalhados pelo mundo”, mas que jamais deixaram de ocupar um lugar especial no meu coração.

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para o meu sucesso.

**A TODOS VOCÊS, MUITO OBRIGADA!**

## SUMÁRIO

	<b>Página</b>
RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	iii
1 INTRODUÇÃO.....	01
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	03
2.1 O processo de fragmentação.....	03
2.2 Os estudos de dinâmica de comunidades.....	04
2.3 Os corredores ecológicos.....	06
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	10
3.1 Caracterização da área de estudo.....	10
3.2 Amostragem da comunidade arbórea.....	11
3.3 Estudo de dinâmica da comunidade.....	12
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	14
5 CONCLUSÕES.....	33
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34

## RESUMO

GUIMARÃES, Carla Daniele de Carvalho. **Dinâmica estrutural da comunidade arbóreo-arbustiva de um sistema corredor-fragmento em Santo Antônio do Amparo, MG.** 2010. 45 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

Os corredores ecológicos têm se apresentado como uma alternativa bastante efetiva para atenuar os drásticos efeitos do processo de fragmentação. Esses corredores podem ser definidos como faixas de vegetação existentes entre fragmentos, conectando-os. O presente trabalho foi realizado no intuito de estudar a dinâmica de um sistema constituído de três fragmentos florestais conectados por um corredor formado pela colonização espontânea por espécies vegetais de valos de divisa, os quais são escavações construídas pelos escravos na época da colonização, com o objetivo de dividir glebas de terra. Os principais objetivos foram comparar as taxas de dinâmica dos ambientes de corredor e de fragmento, e testar as hipóteses de que o corredor, devido à sua estrutura estreita e à maior exposição a distúrbios, é mais dinâmico que o ambiente de fragmento; que tais características conferem ao corredor menor estabilidade que o ambiente de fragmento; que a dinâmica do corredor, além de mais acelerada é mais semelhante àquela de ambientes de borda; que maiores valores iniciais de áreas basais e de número de indivíduos tenham relações inversas às taxas de ganho em biomassa e recrutamento e diretas à taxa de mortalidade em ambos os ambientes e que as maiores saídas de indivíduos (mortalidades e egressos) estão concentradas nas menores classes diamétricas, independente do ambiente em que os indivíduos se encontram. No primeiro inventário, realizado em 2005, foram amostradas 30 parcelas de 200 m<sup>2</sup> no ambiente de corredor e 30 no ambiente de fragmento, totalizando uma área de 1,2 ha. No presente estudo, todos os indivíduos ocorrentes dentro dessas parcelas foram medidos novamente e os mortos e recrutas foram contabilizados. As taxas de dinâmica encontradas para cada ambiente (fragmento e corredor) foram comparadas; o ambiente de corredor foi subdividido em três setores (borda, parede e fundo), os quais também tiveram suas taxas de dinâmica calculadas e comparadas. Com o objetivo de estabelecer relações entre o número inicial de indivíduos e a área basal inicial com as taxas de dinâmica, foram feitas regressões lineares simples para cada ambiente e para os três setores do valo. Além disso, fez-se a distribuição dos indivíduos, por classes diamétricas, para cada um dos ambientes analisados. Os resultados indicaram que o ambiente de corredor apresentou-se mais estável e menos dinâmico quando comparado ao ambiente de fragmento. Além disso, a dinâmica apresentada pelo corredor não apresentou nenhuma

semelhança com a de ambientes de borda já estudados. Os valores de área basal e de número inicial de indivíduos apresentaram relações inversas com as taxas de ganho em biomassa e de recrutamento apenas no ambiente de corredor. Com relação às saídas de indivíduos por classes diamétricas, estas se apresentaram maiores nas menores classes.

**Palavras-chave:** Fragmentação, corredores, dinâmica, valos de divisa, conectividade.

---

Comitê Orientador: Eduardo van den Berg - UFLA (Orientador), Gislene Carvalho de Castro – UFSJ.

## ABSTRACT

GUIMARÃES, Carla Daniele de Carvalho. **Structural dynamics of arboreal-arbustive community in a hedgerow-fragment system in Santo Antônio do Amparo, MG.** 2010. 45 p. Dissertation (Máster Program in Applied Ecology)-Federal University of Lavras, Lavras, MG.

Ecological corridors have been showing as a quite effective alternative to lessen the drastic effects of the fragmentation process. These can be defined as vegetation strips among fragments, connecting them. The present research studied the dynamics of a system constituted for three fragments connected by a hedgerow formed by the spontaneous colonization of trenches by plant species. These trenches are excavations made by slaves in the colonization time to divide land plots. The main aim of the present study was compare the dynamic rates of the Hedgerow and Fragment, and to test the hypothesis that the Hedgerow, due the narrow structure and larger exposition to disturbances, is more dynamic than the Fragment; that because of the same characteristics, the Hedgerow presents lower stability than the Fragment; that the Hedgerow's dynamic, being more accelerated, is more similar to that presented by borders; that larger initial values of basal area and number of individuals have inverse relations to the gain of biomass recruitment rates and direct relations to the mortality rates in both ambient; that the largest exits of individuals (mortalities and outgrowth) are concentrated in the smallest diametric classes, independent of the ambient in that are the individuals. In the first inventory, realized in 2005, 30 portions of 200 m<sup>2</sup> were sampled at the Hedgerow and 30 at the Fragment, with a total sampled area of 1.2 ha. In the present study all the individuals that occurs into these portions were measured again and the dead ones and recruits were counted. The dynamic rates found in Fragment and in Hedgerow were compared; the Hedgerow was subdivided in three sectors (Edge, Wall and Bottom of the trenches) which had their dynamic rates calculated and compared too. Simple linear regressions were carried out for each ambient (Hedgerow and Fragment) and for the sectors of the trench, to establish relationships among the initial number of individuals and the initial basal area with the dynamic rates. Besides this, it was done the individual distribution per diametric classes for each ambient too. The results indicated that the Hedgerow's ambient was more stable and less dynamic when compared with the Fragment's ambient. Besides this, the dynamics presented by the Hedgerow didn't present any similarity with those borders. The values of basal area and initial number of individuals presented inverse relation with the gain of biomass and recruitment rates just in the Hedgerow. With regard to the individuals' outgrowth for diametric classes, these were larger in the smallest classes. The

high stability and dynamic rates similar to forest interior pointed that the Hedgerow behaves in a opposite way that was expected for narrow ecological corridors.

**Key-words:** Fragmentation, hedgerows, dynamic, trenches, connectivity.

---

Guidance Committee: Eduardo van den Berg - UFLA (Major Professor),  
Gislene Carvalho de Castro – UFSJ.

## 1 INTRODUÇÃO

Os corredores ecológicos podem ser definidos como estruturas lineares da paisagem que conectam pelo menos dois fragmentos de vegetação, os quais, originalmente, pertenciam a uma área contínua (Soulé & Gilpin, 1991; Saunders et al., 1991).

Essas estruturas são vistas, atualmente, como uma importante ferramenta conservacionista, devido à sua capacidade de facilitar o movimento de organismos por meio de paisagens fragmentadas (Puth & Wilson 2001, Matthews, 2008). Além da possibilidade de movimentação, os corredores apresentam-se, em alguns casos, como hábitat e refúgio de grande número de animais e plantas (Garbutt & Sparks, 2002), mostrando-se cada vez mais importantes para a conservação da biodiversidade.

Essa importância, em termos de ecologia e conservação de populações, demonstra que conhecer tais ambientes é fundamental para entender os mecanismos de manutenção e renovação dos fragmentos e também para propor metodologias de preservação e de recuperação de áreas (Primack & Rodrigues, 2001).

Na região sudeste do Brasil existe um tipo de corredor bastante peculiar, formado pela colonização espontânea por espécies vegetais de valos de divisa. Este é o objeto do presente estudo. Castro (2004) define esse tipo de corredor como uma estrutura linear de vegetação de várias origens, com largura reduzida (entre 3 e 6 m), podendo estar conectado a fragmentos de áreas variadas.

Na maioria das vezes, os estudos sobre vegetação apresentam seus resultados baseados em dados obtidos a partir de um único momento, desconsiderando os aspectos relacionados às mudanças florísticas e estruturais das comunidades ao longo do tempo (Werneck et al., 2000). Mas, é importante ressaltar que os estudos de dinâmica das comunidades florestais são essenciais

para a compreensão das modificações ocorridas nas comunidades ao longo do tempo, assim como dos padrões de riqueza de espécies (Phillips et al., 1994), uma vez que mudanças nas taxas demográficas da comunidade podem afetar a composição florística e a estrutura das florestas (Phillips & Gentry, 1994; Felfili, 1995).

Apesar de os corredores aqui estudados serem potencialmente efetivos, excetuando os trabalhos desenvolvidos por Castro (2004, 2008), nada é conhecido a respeito da relevância desses corredores para a conservação da flora. Nada é sabido também sobre a dinâmica dos mesmos. Portanto, tais estudos tornam-se essenciais, não apenas para o maior conhecimento de ecologia das espécies que o compõem, mas também para a compreensão das modificações sofridas pelas comunidades ali existentes ao longo do tempo.

Dessa forma, este trabalho foi realizado com o objetivo principal de estudar a dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva de um sistema corredor-fragmento na região de Santo Antônio do Amparo, MG e testar as seguintes hipóteses: 1) o ambiente de corredor é mais dinâmico que o de fragmento devido à sua pouca largura e à grande exposição a distúrbios; 2) devido a essas características, o corredor mostra-se menos estável, quando comparado ao fragmento; 3) a dinâmica do corredor, além de mais acelerada que a do fragmento, é mais parecida com a dinâmica de áreas de borda; 4) a competição entre os indivíduos tem influência sobre as taxas de dinâmica, logo, os valores iniciais de área basal e de número de indivíduos exibem relações inversas com as taxas de ganho em biomassa e recrutamento, e relações diretas com as taxas de mortalidade, em ambos os ambientes estudados e 5) as taxas de saída (mortalidade + egressos) são maiores nas menores classes diamétricas, independentemente do ambiente em que os indivíduos se encontram (corredor ou fragmento).

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 O processo de fragmentação

A fragmentação florestal é, atualmente, uma das principais ameaças à biodiversidade global. Tal fenômeno encontra-se amplamente distribuído e está associado à expansão da ocupação humana em áreas naturais (Gimenes & Anjos, 2003). De acordo com Saunders et al. (1993) e Oliveira (1997), o processo de fragmentação é a transformação de uma área de vegetação em pequenas áreas isoladas umas das outras por ambientes diferentes do original. Louzada (2000) aponta o crescimento populacional humano, o uso excessivo dos recursos naturais e a expansão agropecuária como os principais responsáveis pelo isolamento das áreas naturais.

Forman & Collinge (1996) definem fragmentação de uma maneira um pouco diferente. Para esses autores, tal processo é apenas uma etapa de uma sequência de transformações sofridas pela paisagem. Essas etapas incluem os processos gradativos de abertura de clareira no ambiente, subdivisão da área e consequente fragmentação. Posteriormente, podem ocorrer reduções das porções fragmentadas, podendo ocasionar o desaparecimento das mesmas (Forman, 1997). Esse processo atua substituindo sistemas biológicos bastante complexos por sistemas instáveis, como a agricultura e as pastagens (Castro, 2004).

O processo de fragmentação, independente de sua definição na literatura, causa alterações no microclima do ambiente, na heterogeneidade ambiental, na dinâmica da comunidade e na diversidade de espécies.

Vários fatores advindos da fragmentação, tais como efeitos de borda, impedimento ou redução na taxa de migração entre fragmentos, diminuição do tamanho populacional efetivo com consequente perda de variabilidade genética e invasão de espécies exóticas, contribuem para a deterioração de uma paisagem

composta por fragmentos florestais (Lovejoy et al., 1986; Bierregaard-Junior et al., 1992; Turner, 1987; Young et al., 1996; Laurance, 1997; Nason et al., 1997; Laurance et al., 1998; Brasil, 2002; Borges et al., 2004; Oliveira-Filho et al., 2007). A intensidade desses fatores dependerá das características da paisagem na qual os fragmentos estão inseridos (Nascimento et al., 1999). Os efeitos dessas alterações serão: danos às plântulas e às árvores próximas das bordas (Laurance et al., 2002), ocasionados por um aumento da mortalidade de jovens pela competição com lianas, plantas trepadeiras e ruderais (Murcia, 1995; Engel et al., 1998) e aumento da mortalidade de árvores adultas por quebra do tronco ou desenraizamento na borda dos fragmentos (Laurance et al., 1998, 2000).

## **2.2 Os estudos de dinâmica de comunidades**

Nas últimas décadas, é crescente o avanço nos estudos descritivos de comunidades florestais tropicais ao redor do mundo, com enfoque, principalmente, nos aspectos florísticos e fitossociológicos. Tais estudos têm como foco a importância dessas comunidades para a conservação da biodiversidade e também o estado de degradação em que elas se encontram. No caso do Brasil, essas iniciativas têm sido cada vez mais encorajadas devido ao processo desordenado de ocupação do solo que, nas mais diversas regiões, têm transformado extensões florestais contínuas em fragmentos isolados (Botrel et al., 2002).

Os modernos estudos realizados nos ambientes tropicais, nas últimas décadas, têm mudado de perspectiva, considerando aspectos relacionados às variações na estrutura das comunidades vegetais ao longo do tempo, o que proporciona grandes avanços no entendimento de inúmeros processos ecológicos que regem a natureza, principalmente nos ecossistemas florestais (Hartshorn, 1980; 1990).

Os estudos de dinâmica de comunidades florestais consistem no monitoramento das mudanças na estrutura da floresta que ocorrem no decorrer do tempo. Dessa forma, dependem da manutenção de parcelas permanentes e tomam como base estudos prévios sobre florística e fitossociologia. O conhecimento das modificações sofridas pelas comunidades florestais ao longo do tempo é um fator importante, servindo como subsídio para tentativas de manutenção dos processos funcionais desses ecossistemas (Bertani et al., 2001; Ribeiro & Walter, 2001).

Nas florestas tropicais, os processos dinâmicos atuam sobre os parâmetros fisionômico-estruturais de maneiras diferentes, produzindo grande heterogeneidade espacial (Whitmore, 1988; Lieberman & Lieberman, 1987). Essa heterogeneidade resulta da combinação e ou interação de inúmeros fatores, com especial destaque para as variações do ambiente físico e do regime de distúrbios (Martinez-Ramos, 1987; Denslow, 1987).

Mesmo as comunidades consideradas estáveis podem se mostrar dinâmicas, devido à existência de flutuações no balanço entre mortalidade, crescimento e recrutamento, que ocorrem continuamente através do tempo (Felfili, 1995).

Apesar de sua grande importância, as informações disponíveis sobre as comunidades florestais, em termos de mudanças ao longo do tempo, ainda não se apresentam em grande número (Lang & Knight, 1983; Lieberman et al., 1985; Swaine et al., 1987; Rankin de Merona et al., 1990; Swaine, 1990; Jardim 1993; Korning & Baslev 1994; Phillips & Gentry, 1994; Felfili, 1995; Pagano et al., 1995; Oliveira-Filho et al., 1997; Laurance et al., 1998, 2001; Santos et al., 1998; Berg & Oliveira-Filho, 1999; Burslem & Whitmore, 1999; Nascimento et al., 1999; Sheil et al., 2000; Berg, 2001; Chagas et al., 2001; Berg & Santos, 2002; Pinto, 2002; Gomes et al., 2003; Souza et al, 2003; Damasceno-Júnior et al., 2004; Machado et al., 2004; Appolinário et al., 2005; Oliveira-Filho et al.,

2007; Guimarães et al.; 2008; Higuchi et al., 2008). Logo, tal acompanhamento torna-se cada vez mais necessário, uma vez que é por meio dele que será possível compreender as alterações sofridas pela comunidade.

### **2.3 Os corredores ecológicos**

Segundo Bergher (2008), a legislação ambiental brasileira define os corredores ecológicos como faixas de cobertura vegetal existentes entre remanescentes de vegetação primária ou em estágio médio e avançado de regeneração, capazes de propiciar hábitat ou servir de área de trânsito para espécies da fauna e da flora residentes nos remanescentes.

Castro (2004) afirma que, de acordo com variações na forma, na largura, na extensão, na estrutura e na conectividade dos corredores, além de sua biologia, ecologia e história de vida das espécies, assim como a necessidade do corredor para determinada espécie, sua localização em relação ao fragmento e a pressão antrópica por ele sofrida (Noss, 1987; Saunders et al., 1991; Hobbs, 1992; Lindenmayer, 1994; Nohlgren & Gustafsson, 1995; Forman, 1997; Metzger, 1999), os corredores são agrupados em cinco principais tipos. São eles: 1) corredores de distúrbio, que são encontrados paralelamente a estradas, cercas, instalações elétricas e trilhas, e estão sempre associados a áreas antropizadas; 2) corredores remanescentes de mata, que têm estratificação vertical variada e dificilmente se mantêm na paisagem, já que são susceptíveis a constantes manejos, como poda, desbaste e plantios nas adjacências; 3) corredores ambientais (matas ripárias); 4) corredores introduzidos por meio de plantio, classe na qual estão incluídos os cinturões verdes, utilizados no entorno das cidades com o objetivo de manter a qualidade estética local e limitar o crescimento urbano desordenado (Nohlgren & Gustafsson, 1995) e 5) corredores de regeneração (ao longo de cercas e muros), que têm funções específicas no controle de pastagens, no fornecimento de produtos vegetais, além do valor

estético para a região. Neste caso, predominam alta densidade de indivíduos e abundância de espécies de borda, com intensa pressão de insetos e, por sofrerem grande efeito de borda, as espécies vegetais presentes são consideradas generalistas. A concentração de animais nestes ambientes atrai predadores dos habitats adjacentes.

As cercas vivas (“hedgerows”, na literatura em inglês) ocorrem em várias localidades do mundo e são estruturas lineares que têm origem variada e diferentes funções conforme o manejo que recebem, sendo consideradas importantes para a conservação (Baudry et al., 2000). De acordo com os mesmos autores, essas estruturas têm diversas funções e contribuições para o refúgio da fauna em países de intensivo uso agrícola e podem, ainda, atuar no controle biológico, fornecendo inimigos naturais para as espécies invasoras. Por essas razões, muitas vezes, os agricultores locais têm interesse em manter tais elementos em sua propriedade. Além disso, os agricultores têm influência direta sobre esse tipo de corredor, devido às diferentes formas de manejo adotadas em cada propriedade (Aude et al., 2003). A distribuição das espécies nesses ambientes está diretamente relacionada às condições edáficas e, principalmente, à matriz adjacente.

Esses fatores interferem na distribuição das espécies vegetais, facilitando ou inibindo a invasão de espécies oportunistas e invasoras (Blois et al., 2002). Forman (1983) sugere que as plantas, de forma geral, e os pequenos mamíferos utilizam as cercas vivas de maneira eficiente para se dispersarem. Mas, de acordo com Fritz & Merriam (1993), o ambiente de cerca viva é comumente inapropriado para a dispersão de plantas lenhosas de paisagens fragmentadas.

Os mesmos atributos que servem como parâmetros para agrupar os corredores em cinco tipos diferentes interferem diretamente nas suas funções. E, segundo Forman (1983), as principais funções dos corredores ecológicos são: i) hábitat, principalmente de espécies generalistas e de borda, possibilitando a

presença das exóticas; na maioria das vezes, espécies raras ou ameaçadas estão ausentes nesse tipo de ambiente, uma vez que o corredor representa os remanescentes da vegetação nativa da área; ii) condutor, possibilitando o fluxo de recursos, tais como água, sedimentos, nutrientes e matéria orgânica, e também de animais para dispersão, acasalamento e migração (Thorne, 1993). Por meio dessa função do corredor ocorre fluxo gênico, possibilitando a movimentação não apenas da fauna, mas também da flora ao longo dos corredores; iii) filtro de espécies - esta função depende diretamente da qualidade e das interações ocorrentes entre as espécies animais e vegetais. A qualidade do filtro pode variar conforme a largura do corredor, a existência de rupturas em sua extensão e o grau de conectividade; iv) fonte de recursos biológicos, podendo ter importante papel na paisagem regional e v) receptor biológico das espécies provindas da matriz e dos remanescentes próximos.

Os corredores ecológicos que serão tratados neste estudo se formaram por meio da colonização natural do interior dos valos de divisa, muito comuns em Minas Gerais, principalmente na região sul do estado, por espécies vegetais nativas. De acordo com Castro (2004), esses corredores apresentam grandes semelhanças físicas, principalmente no que diz respeito à largura, com as cercas vivas (“hedgerows”) descritas na literatura internacional. Segundo a mesma autora, tais corredores podem ser definidos como estruturas lineares estreitas e com capacidade de conexão de remanescentes florestais. Além disso, os corredores são reconhecidos como um importante hábitat e refúgio de grande número de animais e plantas (Garbutt & Sparks, 2002), assumindo crescente importância em termos de estratégia para a conservação da biodiversidade.

Rosenberg et al. (1997), Gilbert et al. (1998) e Tewksbury et al. (2002) já evidenciaram que os corredores podem ter consequências demográficas e genéticas na região em que estão inseridos e podem proporcionar benefícios, tanto locais quanto regionais, para a diversidade biológica.

Vários estudos salientam a importância de corredores de vegetação natural interligando fragmentos florestais isolados, para facilitar a dispersão de insetos (Hill, 1995), pássaros (Newmark, 1991; Rich et al., 1994; Haas, 1995) e mamíferos (Downes et al., 1997). Além disso, Garbutt & Sparks (2002) afirmam que já foi observado que a riqueza de espécies e a diversidade estrutural da vegetação dos corredores ecológicos têm efeito positivo na diversidade de pássaros (Hinsley & Bellamy, 2000), pequenos mamíferos (Kotzageorgis & Mason, 1997), borboletas (Dover & Sparks, 2000) e outros invertebrados (Maudsley, 2000) a eles associados.

De acordo com Thorne (1993), a qualidade de um corredor depende de sua capacidade de reter elevada diversidade de espécies vegetais e baixa presença de espécies invasoras e exóticas. O comportamento da fauna em relação ao corredor depende diretamente de sua qualidade. Heinein & Merriam (1990) afirmam que os fragmentos interligados apenas por corredores de baixa qualidade são mais vulneráveis a extinções locais e que os deslocamentos ocorrem preferencialmente por corredores de estrutura complexa.

Dupré & Ehrlén (2002), estudando vegetação, afirmam que a distribuição das espécies e a estrutura da comunidade de plantas ao longo de um corredor dependem da dispersão entre as porções de hábitat, das extinções estocásticas e das mudanças ambientais. A estratificação vertical de corredores é extremamente variável. A densidade de espécies varia muito conforme os atributos de cada tipo de corredor e o fluxo de espécies determina o fluxo biológico e vice-versa (Forman, 1997). Este mesmo autor sugere que, no ambiente de corredor, tanto a riqueza de espécies quanto a sua densidade são, geralmente, elevadas e podem aumentar com a idade do mesmo. Além disso, se realmente os corredores facilitam a movimentação de animais entre habitats fragmentados, eles podem ter efeitos indiretos sobre as populações de plantas que são polinizadas e dispersas pela fauna. Tewksbury et al. (2002), em seus

experimentos, concluíram que há um efeito claro dos corredores sobre a dispersão de sementes.

Castro (2008) afirma que, em várias regiões do mundo, os corredores ecológicos, além de estudados, têm sua inserção e manutenção na paisagem incentivada, tendo em vista suas potencialidades para a conservação. Logo, a conservação, a recuperação e a implantação de corredores têm se tornado fundamentais no manejo conservacionista de paisagens (Brooker et al., 1999; Tewksbury et al., 2002).

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1 Caracterização da área de estudo**

A área de estudo é uma de propriedade particular e situa-se no município de Santo Antônio do Amparo, MG, na Fazenda da Lagoa e está localizada entre as coordenadas 20°53.57,1'S e 44°50.11,5'W e 20°56.39,9'S e 44°52.29,9'W. A altitude média é de 1.054 m. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, pode ser definido como do tipo Cwa, com precipitação média anual de 1.597 mm e temperatura média anual de 19,9°C (Brasil, 1992; Ometto, 1981).

A área compõe um sistema de corredores originários em valos de divisa, conectando três remanescentes florestais. A paisagem dessa região encontra-se fragmentada, com a ocorrência dos seguintes elementos, mostrados na FIGURA 1: a matriz, ocorrente no entorno do sistema de corredores, é composta pela cultura de café em quase sua totalidade (aproximadamente 90%) e pastagem plantada no restante da área; três remanescentes florestais conectados a um corredor de vegetação; um corredor de vegetação composto por um eixo principal (3.200 m de comprimento e 4 m de largura) e uma ramificação (355 m

de comprimento e 4 m de largura), conectados aos remanescentes florestais (Castro 2008).

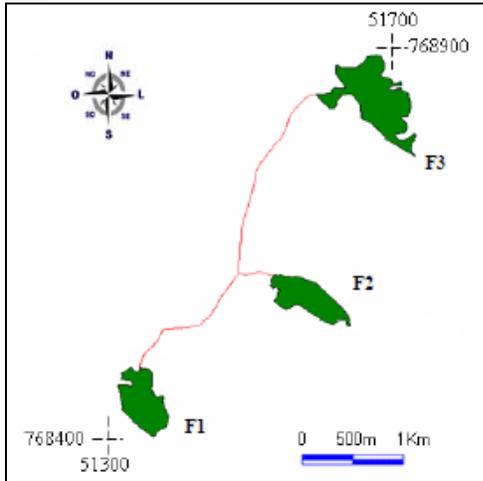


FIGURA 1 Sistema corredor-fragmento analisado, situado próximo aos limites da Fazenda da Lagoa, Santo Antônio do Amparo, MG. Fonte: Castro (2008).

A vegetação predominante no corredor é de Floresta Estacional Semidecidual; nos fragmentos há predominância de Floresta Estacional Semidecidual com influência de Cerrado em alguns pequenos trechos. O solo predominante no ambiente de Corredor é o Latossolo Vermelho distrófico típico A moderado-argiloso; no Fragmento 1, o solo predominante é classificado como Gleissolo Melânico Tb distrófico organossólico; no Fragmento 2, a maior ocorrência é de Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico tipo A moderado argiloso-muito argiloso. Já no Fragmento 3 predominam os Latossolos Vermelhos-Amarelos distróficos tipo A moderados argilosos (Castro, 2008).

### 3.2 Amostragem da comunidade arbóreo-arbustiva

O primeiro inventário da comunidade arbóreo-arbustiva foi realizado entre fevereiro e junho de 2005 (Castro, 2008). Em cada fragmento foram alocadas sistematicamente, procurando abranger a maior variação ambiental

possível, 10 unidades amostrais (parcelas), totalizando 30 parcelas de 200 m<sup>2</sup> (14,14 m x 14,14 m). No corredor foram alocadas 30 parcelas de 200 m<sup>2</sup> (4 m x 50 m, devido às dimensões do valo), aleatoriamente. Essas parcelas foram alocadas no eixo principal e na ramificação do corredor, respeitando-se a distância mínima de 10 m entre parcelas. Dessa forma, em todo o sistema corredor-fragmentos foi amostrada uma área de 1,2 ha, constituída por 60 unidades amostrais permanentes.

Todos os indivíduos do interior das parcelas com circunferência à altura do peito (CAP), a 1,30 m do solo, maior ou igual a 15,67cm, correspondente a um diâmetro à altura do peito (DAP) de 5 cm foram registrados. No ambiente de corredor registrou-se também a localização de cada indivíduo, conforme a sua ocupação diferenciada nos setores de secção do valo. Essas secções foram classificadas em: B (borda do valo), P (parede do valo) e F (fundo do valo), como ilustrado na FIGURA 2.

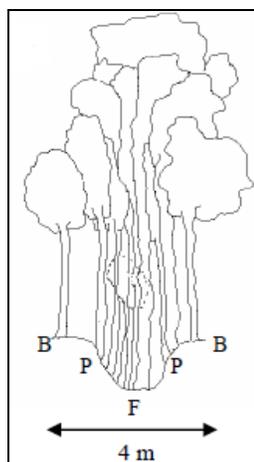


FIGURA 2 Secções do valo, em que: B = borda; P = parede e F = fundo.  
Fonte: Castro (2008).

### 3.3 Estudo de dinâmica da comunidade

*Dinâmica florestal* – O segundo inventário foi realizado entre os meses de abril e maio de 2009. Neste, os indivíduos que atingiram a dimensão de

inclusão ( $CAP \geq 15,7$  cm), chamados aqui de recrutas, foram mensurados e os sobreviventes foram medidos novamente. Os indivíduos mortos também foram registrados.

Foram calculadas as taxas anuais médias de mortalidade (M) e recrutamento (R) de árvores individuais e taxas anuais médias de perda (P) e ganho (G) de área basal das árvores por meio das expressões exponenciais, segundo Sheil et al. (2000):

$$M = \{1 - [(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}\} \times 100,$$

$$R = [1 - (1 - N_r/N_t)^{1/t}] \times 100,$$

$$P = \{1 - [(AB_0 - (AB_m - AB_d))/AB_0]^{1/t}\} \times 100, \text{ e}$$

$$G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \times 100,$$

em que: t é o tempo, em anos, decorrido entre os inventários,  $N_0$  e  $N_t$  são, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais;  $N_m$  e  $N_r$  são, respectivamente, o número de árvores mortas e recrutas;  $AB_0$  e  $AB_t$  são, respectivamente, as áreas basais inicial e final das árvores;  $AB_m$  é a área basal das árvores mortas;  $AB_r$  é a área basal dos recrutas e  $AB_d$  e  $AB_g$  são, respectivamente, o decremento (por meio de quebra ou perda parcial do tronco) e o incremento em área basal das árvores sobreviventes.

Conforme Korning & Balslev (1994), foram obtidas também as taxas de mudança líquida no período, tanto para número de indivíduos ( $Ch_N$ ) como para área basal ( $Ch_{AB}$ ), seguindo as equações:

$$Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100, \text{ e}$$

$$Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$$

Essas taxas foram calculadas para fragmentos, corredor e para cada um dos setores do corredor. Posteriormente, foram feitas comparações estatísticas entre os ambientes de corredor e fragmento por meio de teste de variância não paramétrico de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1995).

Foram testadas, por meio de regressão linear (Sokal & Rohlf, 1995), as relações entre as taxas de dinâmica e o número inicial de indivíduos e área basal inicial, com o objetivo de verificar se a densidade e/ou a área basal constatada no primeiro inventário afetou a dinâmica da floresta em relação ao recrutamento e à mortalidade de indivíduos, e ao ganho e perda em biomassa, no intervalo compreendido pelo estudo.

*Dinâmica nas diferentes classes diamétricas* – Os indivíduos foram classificados de acordo com suas medidas de DAP, empregando-se intervalos de classe com amplitude crescente (5 a 10 cm, >10 a 20 cm, >20 a 40 cm, >40 a 80 cm e >80cm). Tais intervalos têm sido adotados em estudos de dinâmica florestal na região (Oliveira-Filho et al., 2007; Higuchi et al., 2008). Em cada classe de diâmetro foram contabilizados o número de árvores mortas, o número de entradas (indivíduos recrutados ou vindos de outras classes de diâmetro) e o número de saídas (indivíduos mortos ou que migraram para outras classes de diâmetro). Esta classificação foi feita para a área total, para o corredor e para os fragmentos. As frequências encontradas e esperadas de entradas e de saídas para cada classe foram comparadas pelo Teste de qui-quadrado ( $\chi^2$ ) (Zar, 1996).

#### **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

*Dinâmica em termos de número de indivíduos e área basal* – De maneira geral, a área estudada está bem próxima de uma situação de estabilidade, uma vez que as taxas de mortalidade ( $M=0,021 \text{ ano}^{-1}$ ) e de recrutamento ( $R=0,019 \text{ ano}^{-1}$ ) têm valores muito próximos (TABELA 1). Essa tendência ao balanço entre os valores das taxas de mortalidade e recrutamento mostra que a área é estruturalmente estável.

Para a amostra total, a taxa de mudança líquida, em número de indivíduos, foi de  $-0,0025 \text{ ano}^{-1}$ , o que aponta para a quase ausência de mudança. No entanto, essa taxa apresentou-se significativamente diferente entre os ambientes de corredor e fragmento ( $p < 0,0001$ ). O fragmento apresentou perda de indivíduos ( $Ch_N = -0,015 \text{ ano}^{-1}$ ), com taxa de mortalidade de aproximadamente  $2\% \text{ ano}^{-1}$  e taxa de recrutamento de  $0,4\% \text{ ano}^{-1}$  e o corredor apresentou-se próximo à estabilidade, em termos de indivíduos ( $Ch_N = 0,004 \text{ ano}^{-1}$ ;  $M = 0,022 \text{ ano}^{-1}$ ;  $R = 0,026 \text{ ano}^{-1}$ ). Os três setores do valo não apresentaram diferença entre os valores da taxa de mudança ( $p = 0,3291$ ) nem entre os da taxa de mortalidade ( $p = 0,3440$ ). Porém, quando comparados em relação à taxa de recrutamento, a diferença entre esses setores foi significativa ( $p = 0,0046$ ), apresentando maior valor para o setor borda ( $R = 0,037 \text{ ano}^{-1}$ ) e menor valor para o setor fundo ( $R = 0,017 \text{ ano}^{-1}$ ).

O teste de Kruskal-Wallis não mostrou diferença significativa entre as taxas de mortalidade dos ambientes de fragmento e de corredor ( $p = 0,5543$ ). Porém, a taxa de recrutamento do corredor ( $R = 0,026 \text{ ano}^{-1}$ ) foi significativamente maior que a apresentada pelo fragmento ( $R = 0,004 \text{ ano}^{-1}$ ;  $p < 0,0001$ ).

Considerando-se os três setores do corredor, não houve diferenças significativas entre as taxas de mortalidade apresentadas pelos três ( $p = 0,3440$ ).

A área basal da amostra total apresentou crescimento no intervalo entre os dois levantamentos ( $Ch_{AB} = 0,032 \text{ ano}^{-1}$ ). Esse aumento foi significativamente maior no ambiente de corredor ( $Ch_{AB} = 0,034 \text{ ano}^{-1}$ ) que no de fragmento ( $Ch_{AB} = 0,025 \text{ ano}^{-1}$ ;  $p = 0,0298$ ). De acordo com Fritz & Merriam (1994), tal aumento pode ser favorecido pela estrutura do corredor.

TABELA 1 Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo do sistema corredor-fragmento em Santo Antônio do Amparo, MG, entre 2005 e 2009, contabilizada para a amostra total, o ambiente de fragmento, o ambiente de corredor e para cada um de seus setores, expressa em número de indivíduos e área basal. As diferenças entre os dois ambientes e os setores do valo são acessadas por meio do teste do Kruskal-Wallis. Frag. = Fragmento.

Nº de indivíduos	Amostra total	Frag.	Corredor			
			Geral	Setor		
				B	P	F
2005	3249	1095	2154	412	838	884
2009	3216	1029	2187	429	866	872
Mortos	275	84	191	45	74	72
Sobreviventes	2947	1011	1963	367	764	812
Recrutas	242	18	2224	62	102	60
Taxa de mortalidade (%ano <sup>-1</sup> )	0.021	0.020	0.022	0.027	0.022	0.021
Kruskal-Wallis (p) mortalidade		0.554 (ns)			0.344 (ns)	
Taxa de recrutamento (%ano <sup>-1</sup> )	0.019	0.004	0.026	0.037	0.030	0.017
Kruskal-Wallis (p) recrutamento		0.0000*			0.004**	
Taxa de mudança (%ano <sup>-1</sup> )	- 0.0025	- 0.015	0.004	0.009	0.008	- 0.003
Kruskal-Wallis (p) mudança		0.0000*			0.329 (ns)	

*Continua...*

TABELA 1 *Cont.*

Área basal	Amostra total	Frag.	Corredor			
			Geral	Setor		
				B	P	F
2005	66.129	17.465	48.664	6.534	14.692	27.438
2009	75.274	19.308	55.966	8.247	17.316	30.403
Mortos	3.722	0,781	2.941	0,455	0,863	1.622
Decremento	- 4. 994	-0,931	- 4.063	-0,896	-1.237	-1.931
Recrutatos	0,833	0,058	0,774	0,230	0,326	0,219
Incremento	14.139	2.774	11.366	2.609	3.861	4.895
Taxa de perda	-0,014	-0,011	-0,015	-0,017	-0,014	-0,047
Kruskal-Wallis (p) perda		0,4247 (ns)			0,9928 (ns)	
Taxa de ganho	0,053	0,039	0,058	0,097	0,065	0,044
Kruskal-Wallis (p) ganho		0,0001* *			0,0000* *	
Taxa de mudança	0,032	0,025	0,034	0,058	0,041	0,025
Kruskal-Wallis (p) mudança		0,0298* *			0,0006* *	

\*,  $p = 0,05$ ; \*\*,  $p = 0,01$ ; ns = não significativo.

Comparando-se os dois ambientes, percebe-se que, embora o corredor tenha, surpreendentemente, exibido o mesmo padrão da área total, com valores das taxas de mortalidade e recrutamento bastante próximos ( $M=0,022 \text{ ano}^{-1}$ ;  $R=0,026 \text{ ano}^{-1}$ ), expressando sua inesperada tendência à estabilidade, o fragmento apresentou queda na densidade, com valor da taxa de mortalidade ( $M=0,020 \text{ ano}^{-1}$ ) muito superior ao da taxa de recrutamento ( $R=0,004 \text{ ano}^{-1}$ ), resultando no declínio da densidade de indivíduos ( $CH_N=-0,015 \text{ ano}^{-1}$ ) e tendência ao aumento de área basal ( $Ch_{AB}=0,025 \text{ ano}^{-1}$ ). Esse padrão, normalmente, é denominado estágio de autodesbaste e é caracterizado pela

redução do número de indivíduos e manutenção ou aumento da área basal, devido ao crescimento das árvores sobreviventes, sendo típico de florestas tropicais em recuperação pós-distúrbio e em estágio avançado de sucessão (Higuchi et al., 2008; Oliveira-Filho et al., 2007).

Em florestas maduras e não perturbadas, o padrão esperado para a dinâmica de comunidades arbóreas no longo prazo é a estabilidade por meio do balanço entre as taxas de mortalidade e recrutamento e entre as taxas de perda e ganho de biomassa (Lang & Knight, 1983; Lieberman et al., 1985; Swaine et al., 1987; Rankin-de-Merona et al., 1990; Felfili, 1995; Santos et al., 1998).

Distúrbios de diversos tipos, tais como secas extraordinárias, tempestades, fogo, deslizamentos de terra, inundações e também impactos de origem antrópica, são, comumente, as principais causas de instabilidade em florestas tropicais (Condit et al., 1996; Laurance et al., 1998, 2001; Burslem & Whitmore, 1999; Sheil & Burslem, 2003; Damasceno-Júnior et al., 2004). Apesar disso, em alguns trabalhos realizados em fragmentos florestais no sudeste brasileiro (Appolinário et al., 2005; Oliveira-Filho et al., 2007) ficou evidenciado o quão comum é esse padrão em fragmentos protegidos de distúrbios antrópicos. Na região estudada, apesar de os fragmentos estarem relativamente preservados, eles são áreas secundárias em estágio de sucessão avançado, o que pode estar diretamente relacionado a tal instabilidade.

O padrão de dinâmica do corredor apresentou diferenciação entre os três setores ( $p=0,046$ ). O setor borda apresentou maiores taxas de mudança líquida ( $Ch_N=0,010 \text{ ano}^{-1}$ ;  $Ch_{AB}=0,058 \text{ ano}^{-1}$ ), aumento na densidade de indivíduos ( $R=0,037 \text{ ano}^{-1}$  e  $M=0,027 \text{ ano}^{-1}$ ) e acúmulo de área basal ( $G=0,097$ ). Somado a isso, o manejo periódico das bordas, que evita a invasão da matriz por espécies existentes no Corredor, provavelmente tem significativa contribuição para a maior instabilidade desse setor.

A luminosidade, apesar de não ter sido mensurada nesse estudo, foi um fator que, provavelmente, diferiu entre os setores. Além disso, alguns autores confirmam que a composição florística pode afetar as taxas de dinâmica de uma área (Carey et al., 1994; Felfili, 1995). Resultados encontrados por Castro (2008) na mesma área mostram uma diferenciação estrutural do corredor em relação aos fragmentos. Ainda de acordo com este mesmo autor, tais resultados confirmam também a distribuição preferencial de espécies nos três diferentes setores do valo, a qual é condicionada pelas diferenças existentes na estrutura física interna do valo, tais como incidência de luz, umidade e teor de fósforo.

Essa diferenciação das taxas de dinâmica entre setores de borda e interior também foi encontrada por Guimarães et al. (2008), em uma floresta de galeria aluvial no rio das Antas, MG. Ainda corroborando com tal relação, Berg & Santos (2002), em estudos em floresta de galeria em Itutinga, MG, verificaram que a abertura do dossel reduz com o distanciamento da borda da floresta em direção ao interior. Em bordas recentes, espera-se um padrão de aumento na densidade de indivíduos nos primeiros anos após o distúrbio, devido ao aumento das taxas de incidência luminosa e temperatura, à maior penetração dos ventos e à menor umidade relativa do ar e do solo (Oliveira-Filho et al., 1997; Murcia, 1995).

Porém, considerando-se a época da construção dos valos, conclui-se que o setor borda, apesar de apresentar características de bordas recentes, é bastante antigo. Mas, é provável que esse setor não se modifique ao longo do tempo, ou seja, não perca suas características de borda, uma vez que os valos têm seu entorno manejado periodicamente para evitar que as árvores ultrapassem os limites do valo e invadam as áreas da matriz, o que torna os distúrbios constantes.

É importante ressaltar que, apesar de o setor borda do corredor apresentar características de borda, o corredor como um todo não as apresenta,

fato confirmado pela proximidade observada entre os valores das taxas de mortalidade e de recrutamento. Além disso, Castro (2008), ao estudar a mesma área, observou semelhança estrutural entre o ambiente de corredor e o interior do fragmento. Tais resultados não corroboram os encontrados em outros trabalhos já realizados em ambientes similares (Forman, 1997; Smart et al., 2001; Deckers et al., 2004), os quais indicam que corredores funcionam como uma borda remanescente. Castro (2008) acredita que a estrutura física interna desse tipo de corredor, proporcionada pelo valo de divisa, torne esse ambiente diferenciado em relação a outros corredores de mesma largura, porém, sem esse tipo de estrutura.

*Taxas de dinâmica versus densidade e área basal inicial* – Analisando o ambiente de corredor, constata-se que o número inicial de indivíduos teve influência apenas sobre a taxa de recrutamento (TABELA 2), sendo esta negativa ( $b=-0,0002$ ), ou seja, as parcelas com maior densidade de indivíduos tiveram menor taxa de recrutamento (FIGURA 3). Essa relação também foi encontrada por Guimarães (2008) em ambientes de borda, porém, difere da encontrada por Berg (2001) e por Felfili (1995).

Quando se relaciona a área basal inicial às taxas de dinâmica ainda no mesmo ambiente, é possível observar que esta tem influência negativa apenas sobre a taxa de ganho de biomassa ( $b=-0.0186$ ) (FIGURA 4), o que também foi encontrado por Berg (2001). De acordo com o mesmo autor, é possível que essa relação negativa esteja relacionada ao aumento da competição entre as plantas, o que pode estar afetando também a densidade de indivíduos.

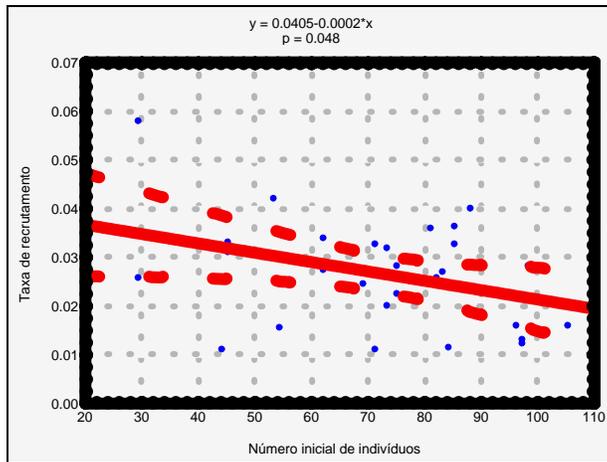


FIGURA 3 Relação entre o número inicial de indivíduos e a taxa de recrutamento no ambiente de Corredor.

Inúmeros autores que trabalharam em diferentes situações e com diferentes tipos de plantas afirmam que a competição limita o incremento de biomassa em uma área (Niklas, 1994).

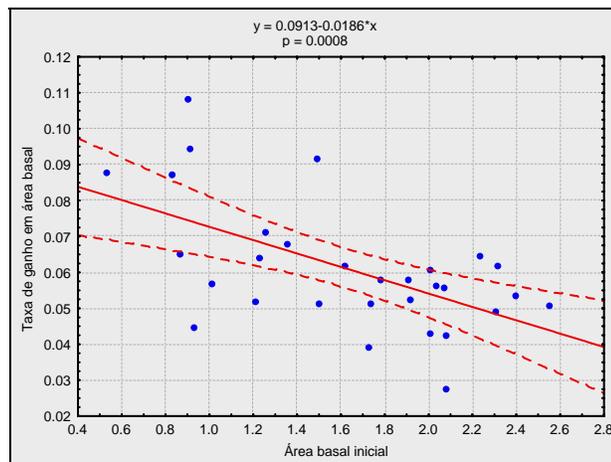


FIGURA 4 Relação entre área basal inicial e taxa de ganho de biomassa no ambiente de Corredor.

Com relação ao ambiente de fragmento (TABELA 3), não foram observadas influências do número inicial de indivíduos e da área basal sobre nenhuma das taxas de dinâmica. Esse resultado não corrobora com nenhum outro encontrado em fragmentos de floresta já estudados.

TABELA 2 Regressões lineares para o ambiente de corredor e para seus três setores, no sistema corredor-fragmentos, em Santo Antônio do Amparo, MG, entre 2005 e 2009. p = nível de significância; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação.

CORREDOR				
Relação	Equação	p	R <sup>2</sup>	
Nº inicial de indivíduos X taxa de mortalidade	$y=0,0046-0,0003*x$	0,111 (ns)	0,055	
Nº inicial de indivíduos X taxa de recrutamento	$y=0,0405-0,0002*x$	0,048*	0,101	
Nº inicial de indivíduos X taxa de mudança líquida	$Y=- 0,0054+0,0001*x$	0,609 (ns)	- 0,026	
Nº inicial de indivíduos X taxa de acréscimo de biomassa	$y=0,6878+0,0001*x$	0,777 (ns)	- 0,033	
Nº inicial de indivíduos X taxa de decréscimo de biomassa	$y=0,9561-0,0001*x$	0,543 (ns)	- 0,022	
Área basal inicial X taxa de mortalidade	$y=0,0416-0,0105*x$	0,126 (ns)	0,048	
Área basal inicial X taxa de recrutamento	$y=0,0316-0,003*x$	0,416 (ns)	- 0,011	
Área basal inicial X taxa de mudança líquida	$y=0,0275+0,0034*x$	0,759 (ns)	- 0,032	
Área basal inicial X taxa de acréscimo de biomassa	$y=0,7676-0,044*x$	0,0016**	0,277	
Área basal inicial X taxa de decréscimo de biomassa	$y=0,9308+0,0097*x$	0,228 (ns)	0,018	
Setor B (borda)				
Nº inicial de indivíduos X taxa de mortalidade	$y=0,0198+0,0004*x$	0,388 (ns)	- 0,008	
Nº inicial de indivíduos X taxa de recrutamento	$y=0,0921-0,0029*x$	0,013*	0,171	
Nº inicial de indivíduos X taxa de mudança líquida	$y=0,0911-0,0042*x$	0,014*	0,169	
Nº inicial de indivíduos X taxa de acréscimo de biomassa	$y=0,8162-0,0022*x$	0,259 (ns)	0,011	
Nº inicial de indivíduos X taxa de decréscimo de biomassa	$y=0,8008+0,0048*x$	0,184 (ns)	0,029	
Área basal inicial X taxa de mortalidade	$y=0,0217+0,0187*x$	0,543 (ns)	- 0,022	
Área basal inicial X taxa de recrutamento	$y=0,0824-0,1395*x$	0,594 (ns)	0,089	
Área basal inicial X taxa de mudança líquida	$y=0,1327-0,2455*x$	0,042*	0,108	
Área basal inicial X taxa de acréscimo de biomassa	$y=0,8233-0,1715*x$	0,148 (ns)	0,040	
Área basal inicial X taxa de decréscimo de biomassa	$y=0,7769+0,4128*x$	0,058	0,091	

Continua...

TABELA 2 *Cont.*

Setor P (parede)			
Relação	Equação	p	R <sup>2</sup>
Nº inicial de indivíduos X taxa de mortalidade	$y=0,059-0,0012*x$	0,011*	0,179
Nº inicial de indivíduos X taxa de recrutamento	$y=0,0398-0,0003*x$	0,293 (ns)	0,005
Nº inicial de indivíduos X taxa de mudança líquida	$y=-0,0194+0,0008*x$	0,154 (ns)	0,038
Nº inicial de indivíduos X taxa de acréscimo de biomassa	$Y=0,7351-0,0006*x$	0,594 (ns)	- 0,025
Nº inicial de indivíduos X taxa de decréscimo de biomassa	$y=0,9383-6,9805E-5*x$	0,942 (ns)	- 0,035
Área basal inicial X taxa de mortalidade	$y=0,047-0,0416*x$	0,019*	0,151
Área basal inicial X taxa de recrutamento	$y=0,037-0,0135*x$	0,271 (ns)	0,009
Área basal inicial X taxa de mudança líquida	$y=0,041-0,0038*x$	0,905 (ns)	- 0,035
Área basal inicial X taxa de acréscimo de biomassa	$y=0,7851-0,1363*x$	0,0004**	0,339
Área basal inicial X taxa de decréscimo de biomassa	$y=0,917+0,0395*x$	0,152 (ns)	0,039
Setor F (fundo)			
Nº inicial de indivíduos X taxa de mortalidade	$y=0,0154+0,0002*x$	0,625 (ns)	- 0,027
Nº inicial de indivíduos X taxa de recrutamento	$Y=0,0334-0,0005*x$	0,069 (ns)	0,081
Nº inicial de indivíduos X taxa de mudança líquida	$y=0,0197-0,0007*x$	0,131 (ns)	0,046
Nº inicial de indivíduos X taxa de acréscimo de biomassa	$y=0,1212+0,0121*x$	0,001**	0,286
Nº inicial de indivíduos X taxa de decréscimo de biomassa	$y=0,9573-6,6852E-5*x$	0,864 (ns)	- 0,035
Área basal inicial X taxa de mortalidade	$y=0,0217-0,0016*x$	0,868 (ns)	- 0,035
Área basal inicial X taxa de recrutamento	$y=0,0257-0,0067*x$	0,374 (ns)	- 0,006
Área basal inicial X taxa de mudança líquida	$y=0,0221+0,0013*x$	0,940 (ns)	- 0,035
Área basal inicial X taxa de acréscimo de biomassa	$y=0,2664+0,2301*x$	0,044*	0,106
Área basal inicial X taxa de decréscimo de biomass	$y=0,9446+0,0117*x$	0,289 (ns)	0,006

\*, p = 0,05; \*\*, p = 0,01; ns = não significativo.

TABELA 3 Regressões lineares para o ambiente de fragmento, no sistema corredor-fragmentos, em Santo Antônio do Amparo, MG, entre 2005 e 2009. p = nível de significância; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação.

<b>FRAGMENTO</b>			
<b>Relação</b>	<b>Equação</b>	<b>p</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
Nº inicial de indivíduos X taxa de mortalidade	$y=0,0117+0,0002*x$	0,299 (ns)	0,038
Nº inicial de indivíduos X taxa de recrutamento	$y=0,0140-0,0003*x$	0,197 (ns)	0,059
Nº inicial de indivíduos X taxa de mudança líquida	$y=0,0026-0,0005*x$	0,072 (ns)	0,111
Nº inicial de indivíduos X taxa de acréscimo de biomassa	$y=0,0312+0,0002*x$	0,510 (ns)	0,016
Nº inicial de indivíduos X taxa de decréscimo de biomassa	$y=0,0076+0,0001*x$	0,592 (ns)	0,010
Área basal inicial X taxa de mortalidade	$y=0,0239-0,0078*x$	0,229 (ns)	0,051
Área basal inicial X taxa de recrutamento	$y=0,0015+0,0056*x$	0,378 (ns)	0,028
Área basal inicial X taxa de mudança líquida	$y=0,0287-0,0057*x$	0,656 (ns)	0,007
Área basal inicial X taxa de acréscimo de biomassa	$y=0,0312+0,0002*x$	0,434 (ns)	0,022
Área basal inicial X taxa de decréscimo de biomassa	$y=0,0125-0,0015*x$	0,829 (ns)	0,002

\*, p = 0.05; \*\*, p = 0.01; ns = não significativo.

*Dinâmica nas diferentes classes diamétricas* – A distribuição da densidade absoluta de indivíduos nas classes diamétricas seguiu o padrão característico de formações florestais nativas de *J-reverso*, ou seja, com predomínio de indivíduos nas menores classes (TABELA 4).

TABELA 4 Dinâmica por classe de diâmetro à altura do peito (DAP), para a amostra total e para os ambientes de fragmento e corredor, em que esp. = número esperado de indivíduos para 2009 em relação àquele observado em 2005; Ent.=entradas; S.=saídas.

DAP	Nº de árvores			Ent.	S.	X <sup>2</sup>	p
	2005	2009	esp.				
<b>Amostra total</b>						45,84	<0,00000 **
5-10	1855	1628	(1816,7)	261	583		
>10-20	867	957	(849,1)	347	181		
>20-40	436	487	(427,0)	79	77		
>40-80	88	105	(86,2)	20	7		
>80	0	2	(0)	2	0		
TOTAL	3246	3179		709	848		
<b>Fragmento</b>						21,47	<0,00023 **
5-10	649	530	(603,4)	21	140		
>10-20	312	340	(290,1)	71	43		
>20-40	119	132	(110,6)	19	7		
>40-80	15	15	(13,9)	2	2		
>80	0	1	(0)	1	0		
TOTAL	1095	1018		114	192		
<b>Corredor</b>						24,97	<0,00005 **
5-10	1206	1098	(1211,6)	240	443		
>10-20	555	617	(557,6)	276	138		
>20-40	317	355	(318,5)	60	70		
>40-80	73	90	(73,3)	18	5		
>80	0	1	(0)	1	0		
TOTAL	2151	2161		595	656		

\*, p = 0,05; \*\*, p = 0,01; ns = não significativo.

A distribuição das frequências de indivíduos observadas em 2009 diferiu significativamente da distribuição esperada em relação a 2005 para a amostra total e para os ambientes de corredor e de fragmento (TABELA 4, FIGURAS 5 e 6).

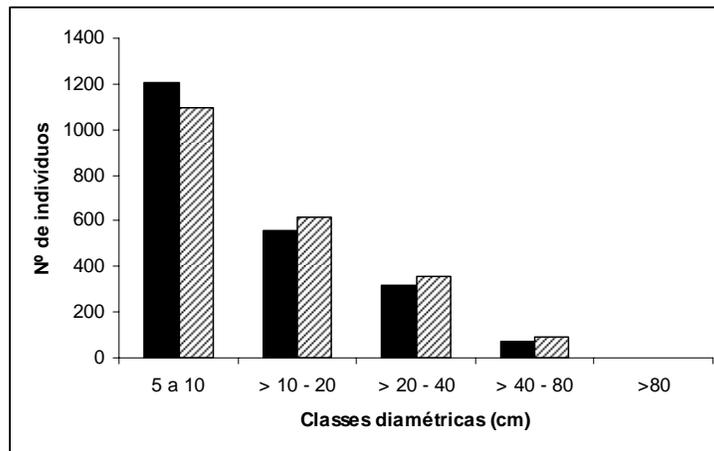


FIGURA 5 Distribuição dos indivíduos por classes diamétricas no ambiente de corredor. A área colorida corresponde à densidade de indivíduos em 2005 e a hachurada corresponde à densidade em 2009.

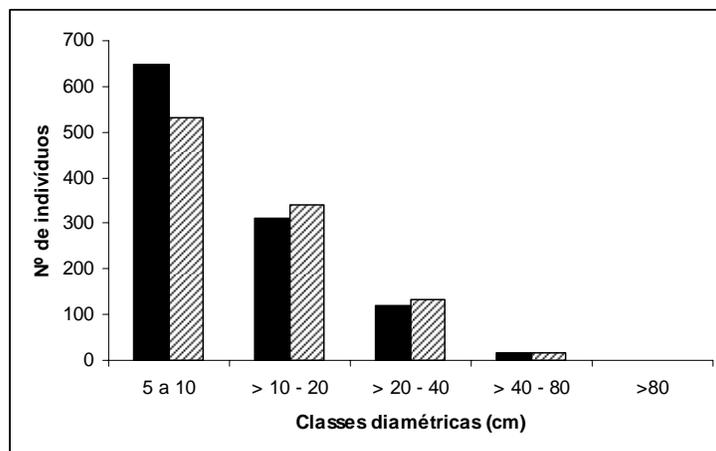


FIGURA 6 Distribuição dos indivíduos por classes diamétricas no ambiente de fragmento. A área colorida corresponde à densidade de indivíduos em 2005 e a hachurada corresponde à densidade em 2009.

Analisando-se os dois ambientes, ambos, apesar de apresentarem maior número de indivíduos pertencentes à primeira classe diamétrica (5–10 cm), apresentaram valores de saída (mortos + egressos), superando os de entrada (recrutas + ingressos) na mesma. Nas duas classes subsequentes, os valores de entrada superaram os de saída. Na quarta classe diamétrica (>40–80 cm), o corredor apresentou o número de entradas maior que o de saídas, porém, o fragmento apresentou valores iguais. Já na última classe diamétrica (>80 cm), ambos os ambientes apresentaram valores de entrada superando os de saída.

No caso do ambiente de fragmento, a maior mortalidade de indivíduos na menor classe de diâmetro indica que a redução resultante do processo de autodesbaste ocorreu, preferencialmente, nas classes de menor diâmetro. Gomes et al. (2003) e Higuchi et al. (2008), estudando fragmentos florestais secundários com intenso histórico de perturbação na região sudeste, encontraram o mesmo padrão de mortalidade nas classes diamétricas menores. Tais resultados podem ser um indicativo de que o ambiente de fragmento estudado esteja em processo de recuperação pós-distúrbio ambiental, uma vez que florestas maduras

geralmente mostram mortalidade, independente da classe diamétrica (Lieberman et al., 1985; Swaine, 1990).

Alguns autores têm sugerido que períodos de instabilidade fazem parte dos ciclos rítmicos de algumas florestas tropicais não perturbadas, que alcançam um balanço por meio de períodos com maior mortalidade ou perda de biomassa, alternados com períodos de maior recrutamento ou acúmulo de biomassa, os quais podem estar associados a flutuações climáticas (Swaine, 1990; Phillips & Gentry, 1994; Felfili, 1995; Sheil et al., 2000). Devido ao curto prazo de quatro anos do presente estudo, tal hipótese não pode ser descartada como um fator explicativo da instabilidade observada.

Apesar de o ambiente de corredor ter apresentado diferenças significativas entre a distribuição de frequência dos indivíduos encontrada em 2009 e a esperada em relação a 2005, quando se analisa cada um dos três setores do valo, observa-se que não houve diferenças significativas em nenhum deles (TABELA 5 e FIGURAS 7, 8 e 9).

TABELA 5 Dinâmica por classe diamétrica à altura do peito (DAP) do componente arbóreo de um sistema corredor-fragmento em Santo Antônio do Amparo, MG, entre 2005 e 2009, contabilizada para a amostra total, para os ambientes de corredor e de fragmento, e para os três setores do corredor, em que esp. = número esperado de indivíduos para 2009 em relação àquele observado em 2005; Ent.=entradas; S.=saídas. Entradas=recrutadas + imigrantes; Saídas=mortos + emigrantes.

DAP	Nº de árvores			Ent.	S.	$X^2$	P
	2005	2009	esp.				
<b>Setor B</b>						6,84	< 0,1447 (ns)
5-10	245	229	(255,21)	63	186		
> 10-20	107	127	(111,46)	150	5		
> 20-40	50	62	(52,08)	3	10		
> 40-80	6	7	(6,25)	4	2		
> 80	0	0	(0)	0	0		
TOTAL	408	425		220	203		
<b>Setor P</b>						8,76	< 0,0675 (ns)
5-10	514	486	(526,18)	110	134		
> 10-20	221	245	(226,24)	47	73		
> 20-40	89	108	(91,11)	55	31		
> 40-80	20	25	(20,47)	1	1		
> 80	0	0	(0)	0	0		
TOTAL	844	864		213	239		
<b>Setor F</b>						9,21	< 0,0559 (ns)
5 - 10	435	381	(416,36)	67	123		
> 10 - 20	227	245	(217,28)	79	60		
> 20 - 40	178	185	(170,37)	2	29		
> 40 - 80	47	37	(44,99)	13	2		
> 80	0	1	(0)	1	0		
TOTAL	887	849		162	214		

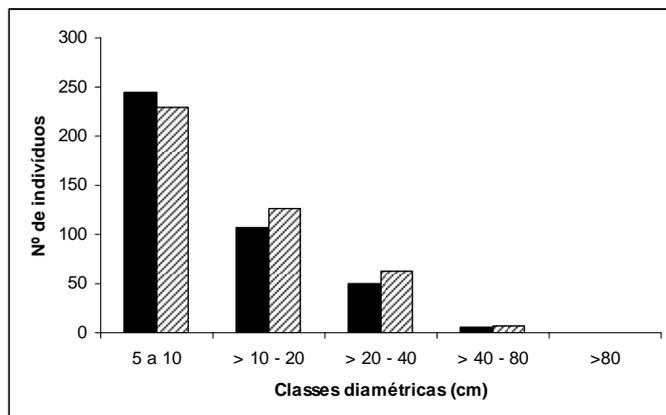


FIGURA 7 Distribuição dos indivíduos por classes diamétricas no setor borda do valo. A área colorida corresponde à densidade de indivíduos em 2005 e a hachurada corresponde à densidade em 2009.

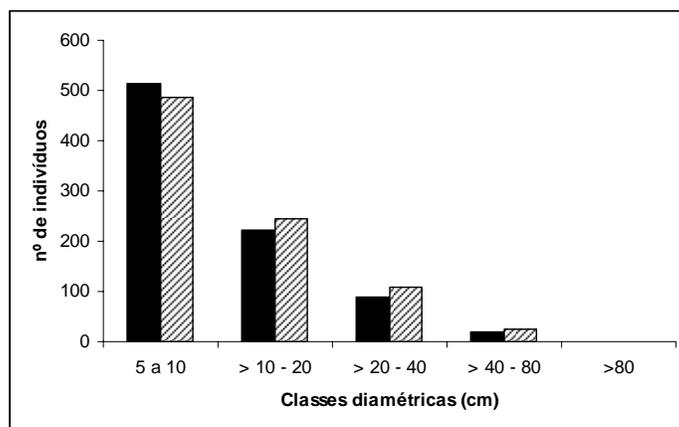


FIGURA 8 Distribuição dos indivíduos por classes diamétricas no Setor Parede do valo. A área colorida corresponde à densidade de indivíduos em 2005 e a hachurada corresponde à densidade em 2009.

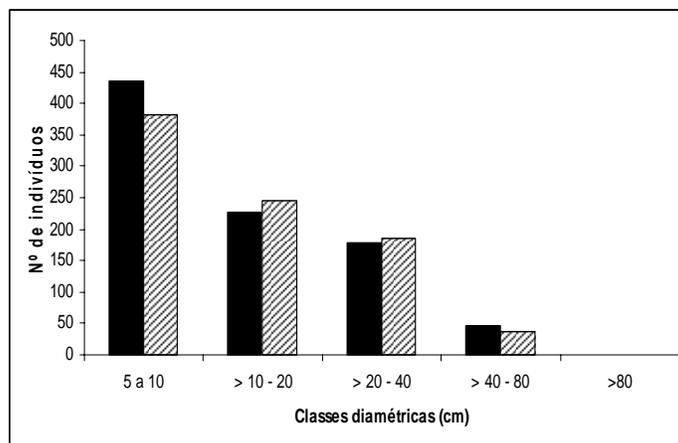


FIGURA 9 Distribuição dos indivíduos por classes diamétricas no setor fundo do valo. A área colorida corresponde à densidade de indivíduos em 2005 e a hachurada corresponde à densidade em 2009.

## 5 CONCLUSÕES

Tendo em vista os resultados obtidos, conclui-se que o ambiente de corredor mostra-se muito menos dinâmico e mais estável do que o de fragmento. Isso faz com que as duas primeiras hipóteses propostas, que afirmam que o ambiente de corredor seria mais dinâmico e menos estável que o de fragmento devido à sua pouca largura e grande exposição a distúrbios, sejam rejeitadas.

Esperava-se que, além de possuir menor estabilidade que o fragmento, o corredor, devido à sua pouca largura, possuísse também uma dinâmica bastante semelhante àquela apresentada por ambientes de borda. Apesar de o setor B apresentar-se bastante semelhante, inclusive em sua dinâmica, a um ambiente de borda, tal fato não foi comprovado para o ambiente corredor como um todo, provavelmente devido à sua estrutura física bastante heterogênea. Logo, a hipótese de que na dinâmica do corredor, além de mais acelerada que a do fragmento, é mais parecida com a dinâmica de áreas de borda, foi refutada.

Os valores iniciais de área basal e de número de indivíduos apresentaram relações inversas com as taxas de ganho em biomassa e de recrutamento, respectivamente, apenas no ambiente de corredor. Logo, a quarta hipótese proposta, que previa que as taxas de dinâmica fossem afetadas pela competição em ambos os ambientes, foi parcialmente aceita.

Ao se analisar os indivíduos por classes diamétricas, percebeu-se que os valores de saída (mortos+egressos) foram maiores nas menores classes em ambos os ambientes estudados, como já havia sido proposto na última hipótese aqui proposta.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 347-360, abr./jun. 2005.
- AUDE, E.; TYBIRK, K.; PEDERSEN, M. B. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in denmark agriculture. **Ecosystems and Environment**, Amsterdam, n. 1-3, p. 135-147, Oct. 2003.
- BAUDRY, J. L.; BUNCE, R. G. H.; BUREL, F. Hedgerows: an international perspective on their origin, function and management. **Journal of Environmental Management**, London, v. 60, n. 1, p. 7-22, Sept. 2000.
- BERG, E. van den. **Variáveis ambientais e a dinâmica estrutural e populacional de uma floresta de galeria em Itutinga, MG**. 2001. 115 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal)-Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- BERG, E. van den.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial partitioning among species within na area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora**, Allemagne, v. 194, p. 249-266, Aug. 1999.
- BERG, E. van den.; SANTOS, F. A. M. Population dynamics of tree species of a riparian forest in southeastern Brazil. In: SYMPOSIUM OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR VEGETATION SCIENCE, 45., 2002, Porto Alegre. **Proceedings...** Porto Alegre: IAVS, 2002. p. 162.
- BERGHER, I. S. **Estratégias para edificação de micro-corredores ecológicos entre fragmentos de Mata Atlântica no sul do Espírito Santo**. 2008. 110 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal)-Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre.
- BERTANI, D. F.; RODRIGUES, R. R.; BATISTA, J. L. F. SHEPHERD, G. J. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural de uma floresta ribeirinha. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 11-23, jan./mar. 2001.

BIERREGAARD-JUNIOR, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience**, Washington, v. 42, n. 1, p. 859-866, 1992.

BLOIS, S.; DOMON, G.; BOUCHARDA, A. Factors affecting plant species distribution in hedgerows of southern Quebec. **Biological Conservation**, Oxford, v. 105, n. 3, p. 355-367, June 2002.

BORGES, L. F. R.; SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; MELLO, J. M.; ACERBI-JÚNIOR, F. W. Inventário de fragmentos florestais nativos e propostas para seu manejo e o da paisagem. **Cerne**, Lavras, v. 10, n. 1, p. 22-38, jan./jun. 2004.

BOTREL, R. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RODRIGUES, L. A.; CURI, N. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG, e a influência de variáveis ambientais na distribuição das espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, jun. 2002.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normas climatológicas (1961 – 1990)**. Brasília, 1992. 132 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília, 2002.

BROOKER, L.; BROOKER, M.; CALE, P. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. **Conservation Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 1, p. 4, June 1999.

BURSLEM, D. F. R. P.; WHITMORE, T. Species diversity, susceptibility to disturbance and tree population dynamics in tropical rain forests. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 10, p. 767-776, 1999.

CAREY, E. V.; BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forest of Venezuela. **Biotropica**, Saint Louis, v. 26, n. 3, p. 255-265, 1994.

CASTRO, G. C. de. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG.** 2004. 83p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CASTRO, G. C. de. **Ecologia da vegetação de corredores ecológicos naturais originários de valos de divisa em Minas Gerais.** 2008. 81 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CHAGAS, R. K.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VAN DEN BERG, E.; SCOLFORO, J. R. S. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p. 39-57, jan./mar. 2001.

CONDIT, R.; HUBBEL, S. P.; FOSTER, R. B. Changes in tree species abundance in a Neotropical forest: impact of climate change. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, n. 2, p. 231-253, March 1996.

DAMASCENO-JÚNIOR, G. A.; SEMIR, J.; SANTOS, F. A. M.; LEITÃO-FILHO, H. F. Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 4, p. 839-846, Dec. 2004.

DECKERS, B.; HERMY, M.; MUYS, B. Factors affecting plant species composition of hedgerows: relative importance and hierarchy. **Acta Oecologica**, Paris, v. 26, n. 1, p. 23-37, July 2004.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 431-451, Nov. 1987.

DOVER, J.; SPARKS, T. A review of the ecology of butterflies in British hedgerows. **Journal of Environmental Management**, London, v. 60, n. 1, p. 51-63, Sept. 2000.

DOWNES, S. J.; HANDASYDE, K. A.; ELGAR, M. A. The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 11, n. 3, p. 718-726, June 1997.

DUPRÉ, C.; EHRLÉN, E. Habitat configuration, species traits and plant distributions. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 90, n. 5, p. 796-805, Oct. 2002.

ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, n.1, p. 67-83, Feb. 1995.

FORMAN, R. T. T. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. **Ecology**, Washington, n. 4, p. 375-387, Aug. 1983.

FORMAN, R. T. T.; COLLINGE, S. K. The spatial solution to conserving biodiversity in landscape and regions. In: DE GRAAF, R. M.; MILLER, R. I. (Ed.). **Conservation of faunal diversity in forested landscapes**. London: Chapman e Hall, 1996. 627 p.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University, 1997. 605 p.

FRITZ, R.; MERRIAM, G. Fencerows habitats for plants moving between farmland forests. **Biological Conservation**, Oxford, v. 64, n. 2, p. 141-148, 1993.

FRITZ, R.; MERRIAM, G. Fencerow and forest edge vegetation structure in eastern Ontario farmland. **EcoScience**, Québec, v. 1, n. 2, p. 160-172, 1994.

GARBUTT, R. A.; SPARKS, T. H. E. Changes in the botanical diversity of a species rich ancient hedgerow between two surveys. **Biological Conservation**, Oxford, v. 106, p. 273-278, 2002.

GILBERT, F.; GONZALEZ, A.; EVANS-FREKE, I. Corridors maintain species richness in the fragmented landscape of a microecosystem. **Proceedings of the Royal Society of London B – Biological Science**, London, v. 265, n. 1396, p. 577-582, Apr. 1998.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Paulo, v. 63, n. 1, p. 47-60, Feb. 2003.

GUIMARÃES, J. C. C.; BERG, E. van den.; CASTRO, G. C.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 621-632, out./dez. 2008.

HAAS, C. A. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 9, p. 845-854, 1995.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, Saint Louis, v. 12, p. 23-30, 1980. Supplement.

HARTSHORN, G. S. An overview of neotropical forest dynamics. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four neotropical rainforests**. New Haven: Yale University, 1990. p. 585-599.

HEINEIN, K.; MERRIAM, G. The elements of connectivity where corridor quality is variable. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 4, n. 2, p. 147-170, 1990.

HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SILVA, A. C.; MACHADO, E. L. M.; SANTOS, R. M.; PIFANO, D. S. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solo. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 417-426, maio/jun. 2008.

HILL, C. J. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insects. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 9, n. 6, p. 1559-1566, Dec. 1995.

HINSLEY, S. A.; BELLAMY, P. E. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. **Journal of Environmental Management**, London, v. 60, p. 33-49, 2000.

HOBBS, R. J. The role of corridors in conservation: Solution or bandwagon? **Trends Ecology Evolutions**, Oxford, v. 7, n. 11, p. 389-392, Nov. 1992.

JARDIM, F. C. S.; VOLPATO, M. M. L.; SOUZA, A. L. **Dinâmica de sucessão natural em clareiras de florestas tropicais**. Viçosa, MG: SIF/UFV, 1993. 60 p.

KORNIG, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 4, p. 77-86, 1994.

KOTZAGEORGIS, G. C.; MASON, C. F. Small mammal populations in relation to hedgerow structure in an arable landscape. **Journal of Zoology**, London, v. 242, p. 425-434, 1997.

LANG, G. E.; KNIGHT, D. H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10 year period in a tropical moist forest. **Ecology**, Washington, v. 64, n. 5, p. 1075-1080, 1983.

LAURANCE, W. F. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. p. 71-83.

LAURANCE, W. F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, London, v. 404, p. 836, 2000.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, Washington, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, 1998.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. F.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD JR, S. G.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 16, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W. F.; WILLIAMSON, G. B.; DELAMÓNICA, P.; OLIVEIRA, A.; LOVEJOY, T. E.; GASCON, C.; POHL, L. Amazonian wet forest resistance to the 1997-98 El Niño drought. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 14, p. 1538-1542, 2001.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G. S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 73, n. 5, p. 915-924, 1985.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p. 347-358, 1987.

LINDENMAYER, D. B. Wildlife corridors and the mitigation of logging impacts on fauna in wood-production forests in south-eastern Australia: a review. **Wildlife-Research**, Collingwood, v. 21, n. 3, p. 323-340, 1994.

LOUZADA, J. N. C. **Efeitos da fragmentação florestal sobre a estrutura da comunidade de Scarabaeidae (insecta, coleóptera)**. 2000. 87 p. Tese (Doutorado em Entomologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD-JUNIOR, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCON, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHRUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Massachusetts: Sinauer, 1986. p. 257-285.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; BORÉM, R. A. T.; BOTEZELLI, L. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 4, p. 499-516, 2004.

MARTINEZ-RAMOS, M. Claros, ciclos vitais de los arboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifoliadas. In: GOMEZ-POMPA, A. (Ed.). **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas em Veracruz, Mexico**. México: Alhambra Mexicana, 1987. v. 22, p. 191-239.

MATTHEWS, N. S. A new perspective on corridor design and implementation. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 23, p. 497-498, 2008.

MAUDSLEY, M. J. A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. **Journal of Environmental Management**, London, v. 60, p. 65-76, 2000.

- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3, p. 445-463, 1999.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 10, p. 58-62, Feb. 1995.
- NASCIMENTO, H. E. M.; DIAS, A. S.; TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, n. 2, p. 329-342, maio 1999.
- NASON, J. D.; ALDRICH, P. R.; HAMRICK, J. L. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. p. 304-320.
- NEWMARK, W. D. Tropical forests fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 5, p. 67-78, 1991.
- NIKLAS, K. J. **Plant allometry: the scaling of form process**. Chicago: The University of Chicago, 1994. 412 p.
- NOHLGREN, E.; GUSTAFSSON, L. **Vegetation corridors: a literature review with comments from a Swedish forest perspective**. Skog Forsk: Report, 1995. n. 1.
- NOSS, R. F. Corridors in real landscape: a reply to Simberloff e Cox. **Conservation Biology**, Oxford, v. 1, p. 159-164, 1987.
- OLIVEIRA, L. M. T. **Diagnóstico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, em áreas sob influência da Veracruz Florestal Ltda., Eunápolis, BA**. 1997. 74 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; MACHADO, E. L. M.; HIGUCHI, P.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G. C.; SILVA, A. C.; SANTOS, R. M.; BORGES, L. F.; CORRÊA, B. S.; ALVES, J. M. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 149-161, jan./mar. 2007.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous Forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, Oxford, v. 131, n. 1, p. 45-66, 1997.

OMETTO, J. C. **Bioclimatologia vegetal**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 440 p.

PAGANO, S. N.; LEITÃO-FILHO, H. F.; CAVASSAN, O. Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua, Rio Claro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 55, p. 241-258, 1995.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical rain forests. **Science**, Washington, v. 263, p. 954-958, 1994.

PHILLIPS, O. L.; HALL, P.; GENTRY, A. H.; SAWER, S. A.; VASQUEZ, R. Dynamics and species richness of tropical rainforest. **Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 91, p. 2805-2809, 1994.

PINTO, J. R. R. **Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso**. 2002. 187 p. Tese (Doutorado em Ecologia)-Universidade de Brasília, Brasília.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Efraim Rodrigues, 2001. 338 p.

PUTH, L. M.; WILSON, K. A. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 15, p. 21-30, 2001.

RANKIN-DE-MERONA, J.M.; HUTCHINGS, H.; LOVEJOY, T.E. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the central amazon. In: GENTRY, A.H. (Ed.). **Four neotropical rainforest**. New Haven: Yale University, 1990. p. 573-584.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As matas de galeria no contexto do bioma cerrado. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SILVA, J. C. S. (Ed.). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina: Embrapa/CPAC, 2001. p. 29-47.

RICH, A. C.; DOBKIN, D. S.; NILES, L. J. Defining forest fragmentation by corridor width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey. **Conservation Biology**, Cambridge, n. 8, p. 1109-1121, 1994.

ROSENBERG, D. K.; NOON, B. R.; MESLOW, E. C. Biological corridors: form, function and efficacy. **Bioscience**, Washington, v. 47, n. 10, p. 677-687, Nov. 1997.

SANTOS, F. A. M.; PEDRONI, F.; ALVES, L. F.; SANCHEZ, M. Structure and dynamics of tree species of the Atlantic Forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 70, n. 4, p. 874-880, 1998.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; ARNOLD, G. W. The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information. **Biological Conservation**, Oxford, v. 64, n. 3, p. 231-238, 1993.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 5, n. 1, p. 18-35, Mar. 1991.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. The role of corridor in conservation: what do we know and where do we go? In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature conservation 2: the role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatt, 1991. p. 421-427.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, Oxford, v. 18, n. 1, p. 18-26, 2003.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILI, P. Long-term permanent plot observation of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, p. 765-800, 2000.

SMART, S. M.; BUNCE, R. G. H.; STUART, R. C. An assessment of the potential of British hedges to act as corridors and refuges for ancient woodland indicator plants. In: BARR, C.; PETIT, S. (Ed.). **Hedgerows of the world: their ecological functions in different landscapes**. Birmingham: University of Birmingham, 2001. p. 137-146.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. 3. ed. New York: Freeman , 1995. 150 p.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature conservation 2: the role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty, 1991. p. 3-8.

SOUZA, J. S.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B. ; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BOTEZELLI, L. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do Rio Capivari, Lavras – MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 185-206, mar./abr. 2003.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p. 359-366, 1987.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. Population dynamics of tree species in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (Ed.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic, 1990. p. 101-110.

TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J.; HADDAD, N. M.; SARGENT, S.; ORROCK, J. L.; WELDON, A.; DANIELSON, B. J.; BRINKERHOFF, J.; DAMSCHEN, E. I.; TOWNSEND, P. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 99, n. 20, p. 12923-12926, 2002.

THORNE, J. F. Landscape ecology. In: SMITH, D. S.; HELLMUND, P. C. (Ed.). **Ecology of greenways**. Minneapolis: University of Minnesota, 1993. p. 23-42.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rainforests: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, p. 239-250, 1987.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO NETO, E. Mudança na composição florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do triângulo mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, p. 399-411, dez. 2000.

WHITMORE, T. C. The influence of tree population dynamics on forest species composition. In: DAVY, A. J.; HUTCHINGS, M. J.; WATKINSON, A. R. (Ed.). **Plant population ecology**. Oxford: Blackwell, 1988. p. 271-291.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, A. The population genetic consequences of habitat fragmentation. **Trends in Ecology and Evolution**, Oxford, v. 11, p. 413-418, 1996.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 3.ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1996. 662 p.