



EVELYN DA FONSECA ALECRIM BRAGION

**DINÂMICA DO COMPONENTE ARBUSTIVO
ARBÓREO DE BORDAS NATURAIS EM
MATAS DE GALERIA NO ALTO RIO GRANDE
- MG**

LAVRAS - MG

2012

EVELYN DA FONSECA ALECRIM BRAGION

**DINÂMICA DO COMPONENTE ARBUSTIVO ARBÓREO DE BORDAS
NATURAIS EM MATAS DE GALERIA NO ALTO RIO GRANDE-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 Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Eduardo van den Berg

LAVRAS – MG

2012

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Alecrim, Evelyn da Fonseca.

Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de bordas naturais
em matas de galeria no Alto Rio Grande, MG / Evelyn da Fonseca
Alecrim. – Lavras : UFLA, 2012.

74 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Eduardo van den Berg.

Bibliografia.

1. Vegetação arbustivo-arbórea. 2. Dinâmica. 3. Efeitos de
borda. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

EVELYN DA FONSECA ALECRIM BRAGION

**DINÂMICA DO COMPONENTE ARBUSTIVO ARBÓREO DE BORDAS
NATURAIS EM MATAS DE GALERIA NO ALTO RIO GRANDE**

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 Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 24 de fevereiro de 2012.

| | |
|---|------|
| Dr. Douglas Antônio de Carvalho | UFLA |
| Dr. Frederico Augusto Guimarães Guilherme | UFG |
| Dr. Rubens Manoel dos Santos | UFLA |

Dr. Eduardo van den Berg

Orientador

LAVRAS – MG

2012

A Deus, por me permitir estudar as belezas da natureza,

Dedico

AGRADECIMENTOS

A parte mais difícil de escrever em uma dissertação são os agradecimentos. Não porque não tenhamos o quê ou a quem agradecer, e sim pela incerteza de que palavras transmitirão a importância de cada pessoa. Assim, começo agradecendo a Deus, pois sonhamos e arquitetamos planos, mas é Ele quem traça os caminhos. Agradeço por ter traçado lindos caminhos para mim.

Agradeço também ao CNPQ pelo financiamento do projeto e da bolsa a mim concedida. Afinal, não adianta sonharmos se outros também não acreditarem e apostarem no seu sonho.

Ao meu orientador, Eduardo van den Berg, pela oportunidade, orientação, amizade, compreensão e confiança. Orientadores dispostos a ensinar e a realmente orientar são raros, e posso dizer que tive sorte em tê-lo como orientador.

Agradeço a cada amigo feito durante esse tempo, sejam aos companheiros de laboratório, aos companheiros de departamento ou aos amigos das horas de descontração. O meu muito obrigada a cada um. Como também agradeço aos amigos de longa data, por estarem sempre presentes. Afinal, são os amigos que dão cor aos nossos caminhos.

Gostaria de agradecer também de forma específica a algumas pessoas que tiveram um papel fundamental na execução desse trabalho. João, a você o meu muito obrigada pela ajuda com as planilhas, elas foram essenciais para o começo das análises feitas nesse trabalho. À Vilany, por sempre estar disposta a tirar dúvidas e a ajudar. À Gabi, pela disposição em ajudar e a esclarecer minhas dúvidas, e também ao Gilberto, pela ajuda fundamental nas análises espaciais.

Não poderia deixar de agradecer a cada um que me ajudou em campo. Não é tarefa fácil coordenar um campo faltando um mês para o casamento, e ainda sem saber dirigir. Assim, agradeço à Eleonora por ter se disponibilizado

em ir a campo comigo em um dia que ninguém mais podia. Também ao Charles, que em outro dia também se disponibilizou. Vocês são a prova de que um trabalho de campo não é feito sozinho, mas duplas já são um começo! E claro ao Hisaias, pois mesmo tendo duplas não tem nada feito se não tivesse quem nos levasse. Hisaias, muito obrigada por estar sempre disposto a nos levar a campo, mesmo quando estava cheio de coisas para fazer. A ajudar com as identificações, e pela primeira oportunidade a mim dada, quando ainda estava na graduação, de trabalhar com ecologia vegetal.

A Silvinha e a Zelinha, pela ajuda essencial, mesmo quando a situação estava tão ruim a ponto de silenciar a Zelinha. Amo vocês meninas!!

De maneira especial quero agradecer a três pessoas muito importantes em minha vida: Daniel, meu esposo, Ericssen, meu irmão e a Mariana, minha cunhada. Daniel, Ericssen e Mariana, não tenho palavras para agradecer o quanto vocês foram importantes. Não é fácil encontrar pessoas dispostas a largar férias e praia simplesmente para ajudar. Vocês sabem que sem vocês não teria sido possível.

Obrigada Ma, por aguentar todos os dias quase duas horas de estrada de terra escorregadia e perigosa, por nos levar e trazer em segurança, por estradas onde ninguém mais estava passando. Obrigada Kiko, por trocar a sua praia, por um mês de trabalho. Obrigada por aguentarem a chuva incessante, os cipós, espinhos, mosquitos só para me ajudar. Daniel, muito obrigada por muitas vezes deixar até o seu serviço de lado para me ajudar em campo. Como também pelo companheirismo, amor, amizade e tolerância, por muitas vezes me fazer enxergar as coisas com maior clareza.

E por último, mas não menos importante: aos meus pais, Paulo e Ivane, pois tudo que sou devo a vocês. Pelo constante incentivo, e por terem sempre acreditado em mim, e por terem sonhado comigo.

A todos o meu muito obrigada!

“Os céus proclamam a glória de Deus, e o firmamento anuncia as obras das suas mãos.

Um dia discursa a outro dia, e uma noite revela conhecimento a outra noite. Não há linguagem, nem há palavras, e deles não se ouve nenhum som; no entanto, por toda a terra se faz ouvir a sua voz, e as suas palavras, até aos confins do mundo.”

Salmos 19:1-4

RESUMO

Com o objetivo de compreender a dinâmica das bordas naturais de matas de galeria foram estudadas dez áreas, sendo alocadas três parcelas de 15 x 20 m em cada área. Foram amostrados todos os indivíduos com DAP \geq 1,0 cm, os quais foram medidos, quanto ao DAP e a altura, e mapeados. Um ano após o primeiro levantamento, foi realizado o segundo inventário, no qual todos os indivíduos amostrados anteriormente foram remeidos, os mortos computados e os recrutas identificados, medidos e mapeados. Foram calculadas as taxas de dinâmica para o número de indivíduos e área basal, sendo essas as taxas anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) de árvores individuais e taxas anuais médias de perda (P) e ganho (G) de área basal dos indivíduos. Os resultados para a amostra total indicaram uma taxa de recrutamento superior à taxa de mortalidade (M=2,44%, R= 9,16%). A taxa de mudança líquida, em números de indivíduos, foi de 7,41%, demonstrando uma mudança expressiva. As taxas de rotatividade foram altas, tanto em relação ao número de indivíduos ($T_n=5,81\%$) quanto em relação à área basal ($T_{AB}=6,63\%$), porém não se diferenciou significativamente entre as áreas, de acordo com o teste de Kruskal-Wallis ($p<0,05$). A área basal da amostra total apresentou crescimento no intervalo entre os levantamentos (ChAB = 8,13%), sendo que o ganho em área basal foi superior a perda (G=9,94%; P=3,31%). O número inicial de indivíduos teve influência negativa sobre a taxa de recrutamento e a taxa de mudança líquida em relação ao número de indivíduos. As regressões entre a área basal e as taxas de dinâmica foram significativas apenas para a taxa de ganho e de mudança líquida em termos de área basal. Em ambos os casos, o decréscimo na área basal é acompanhado de um aumento das taxas. A regressão entre a taxa de mortalidade e a densidade foi significativa ($p=0,04$, $R=0,14$), sendo que áreas com maior densidade possuem maior mortalidade. A distribuição dos indivíduos por classes diamétricas seguiu o padrão de J-invertido. A distribuição das frequências de indivíduos observados em 2011 não diferiu significativamente da esperada em relação a 2010 ($\chi^2= 0,757$; $p = 0,85$). O número de entradas e saída não diferiram nas classes, com exceção da primeira classe, segundo a Contagem de Poisson. Há um aumento do número de recrutas com o distanciamento da borda. Além disso, espécies pioneiras possuem uma maior probabilidade de sobrevivência quanto mais perto da borda, já espécies clímax reagem de forma oposta. A hipótese de taxas aceleradas de dinâmica não se confirmou para a taxa de mortalidade. O aumento significativo de indivíduos de um ano para o outro, sem que houvesse uma mortalidade na mesma proporção, indicaria uma possível expansão das bordas, um efeito das altas taxas de crescimento ou de flutuações cíclicas das taxas.

Palavras-chave: dinâmica, bordas naturais, mata de galeria, efeitos de borda

ABSTRACT

In order to understand the dynamics of natural edges in gallery forests, ten areas were studied, being allocated three plots of 15 x 20 m in each area. All the individuals with $DBH \geq 1.0$ cm were measured, according to their DBH and height, and mapped. One year after the first survey, the second inventory was conducted, in which all the individuals sampled previously were remeasured, the dead trees were recorded and the recruits were identified, measured and mapped. According to the number of individuals and basal area, the following dynamics rates were calculated: annual rates of mortality (M) and recruitment (R) of individual trees and average annual rates of basal area loss (L) and gain (G) of the individuals. The results for the total sample indicate a recruitment rate higher than the mortality rate ($M=2,44\%$, $R=9,16\%$). The net change rate, in number of individuals, was $7,41\%$, indicating a significant change. The turnover rates were high, both for the number of individuals ($Tn=5,81\%$) and for the basal area ($TAB=6,63\%$), but did not differ significantly among the areas, according to Kruskal-Wallis test ($p < 0,05$). The basal area of the total sample showed an increase in the interval between the surveys ($ChAB = 8,13\%$), being the gain in basal area superior to the loss ($G=9,94\%$; $L=3,31\%$). The initial number of individuals had a negative influence on the recruitment rate and on the net change rate for the number of individuals. The regressions between basal area and dynamics rates were significant only for the rates of gain and net changes in terms of basal area. In both cases, the decrease in basal area was accompanied by an increase of these rates. The distribution of individuals in diameter classes followed the pattern of inverted-J. The frequency of distribution of individuals observed in 2011 did not differ significantly from the expected considering the data of 2010 ($\chi^2 = 0,757$; $p = 0,85$). The number of entries and outputs did not differ in the classes, except for the first class, according to the Poisson count. The greater is the distance from the edge, the higher is the number of recruits. Besides, pioneer species present a higher survival probability when they are closer to the edge, while climax species react in an opposite way. These results confirm the hypothesis that natural edges present an accelerated dynamics, but the edge effects do not influence the species the same way. The significant increase of individuals from one year to another, not followed by mortality in the same proportion, could indicate a possible expansion of the edges, or a response to the fire regimes.

Keywords: dynamic, natural edges, gallery forest, edge effects

SUMÁRIO

| | | |
|-----|---|----|
| 1 | INTRODUÇÃO GERAL | 11 |
| 2 | REFERENCIAL TEÓRICO | 14 |
| 2.1 | Fragmentação e Efeito de Borda | 14 |
| 2.2 | As Matas de Galeria | 17 |
| 2.3 | Os limites entre mata e campo | 19 |
| 2.4 | A interação entre os componentes herbáceo e arbóreo | 20 |
| 2.5 | Características do fogo no Cerrado..... | 23 |
| 3 | MATERIAL E MÉTODOS | 25 |
| 3.1 | Caracterização da região de estudo..... | 25 |
| 3.2 | Amostragem da vegetação..... | 27 |
| 3.3 | Parâmetros de Dinâmica | 29 |
| 3.4 | Dinâmica das diferentes classes diamétricas | 31 |
| 3.5 | Análises de Umidade do Solo | 31 |
| 3.6 | Análises espaciais | 32 |
| 4 | RESULTADOS | 35 |
| 5 | DISCUSSÃO | 51 |
| 6 | CONCLUSÃO..... | 59 |
| | REFERÊNCIAS | 60 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

Especialmente nas florestas tropicais, as atividades antrópicas, como a agricultura e agropecuária, são as maiores causas de mudanças nos ecossistemas, levando a perda de hábitat e, conseqüentemente, a perda de biodiversidade (ASNER et al., 2005; BROOKS et al., 2002; LAURANCE; PERES, 2006; SALA et al., 2000). A fragmentação das áreas naturais está vinculada a perda de hábitat, tendo como resultado a substituição de grandes áreas de floresta nativa por outros ecossistemas, deixando fragmentos florestais isolados, e muitas vezes rodeados por uma matriz de baixa biomassa e complexidade estrutural (MURCIA, 1995), como pastagens ou plantações. Além da redução da área total coberta, a fragmentação florestal expõe os organismos restantes às condições presentes na matriz, as quais muitas vezes diferenciam-se grandemente da presente no interior florestal. Essa interação entre dois ecossistemas adjacentes, os quais são separados por uma transição abrupta é denominada “efeito de borda”. Embora certas espécies possam beneficiar-se dos ecótonos, várias evidências apontam que bordas abruptas e artificiais criadas pela fragmentação afetam negativamente muitas espécies florestais e processos ecológicos (LAURANCE et al., 1998, 2002, 2006; MURCIA, 1995).

Os ambientes de borda possuem temperaturas mais elevadas e com maior amplitude de variação térmica, com maior incidência luminosa e de ventos, levando a uma diminuição da umidade do ar e do solo, o que propicia uma maior ocorrência de queimadas (MURCIA, 1995). Todos esses fatores fazem com que a borda possua um microclima diferenciado do interior da floresta (HARPER et al., 2005). Essas mudanças abióticas levam a mudanças na dinâmica florestal, como o aumento da mortalidade devido a dessecação e fogo, aumento da rotatividade, do recrutamento e crescimento (LAURANCE et al., 1998, 2002, 2006).

Vários estudos nos últimos anos foram realizados objetivando avaliar as mudanças ocorrentes nas comunidades ecológicas afetadas pelo processo de fragmentação (HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 1998, 2001, 2002; LOVEJOY et al., 1986; MALCOLM, 1994; MURCIA, 1995; RIES et al., 2004; TABANEZ; VIANA; DIAS, 1997). Todavia, normalmente esses estudos são realizados em fragmentos antrópicos de origem recente, o que dificulta previsões em longo prazo sobre o futuro das bordas. Assim, bordas naturais, e por isso antigas, são possivelmente bons modelos de como será a condição futura das bordas dos fragmentos antrópicos recém formados.

As matas de galeria são formações florestais que acompanham os cursos d'água de pequeno porte, formando corredores fechados, ou galerias. Essas formações podem ser margeadas por formações não florestais, formando uma transição brusca com formações campestres (RIBEIRO; WALTER, 2001), constituindo assim bordas naturais, as quais são excelentes modelos sobre o efeito de borda por serem naturais e antigas. Embora existam atualmente alguns estudos sobre a ecologia do componente arbóreo de florestas de galeria, incluindo sua dinâmica, normalmente as bordas são investigadas apenas de forma secundária, como parte da comunidade como um todo. Estudos especificamente direcionados à dinâmica destas bordas, os fatores condicionantes das mesmas e suas relações com a vegetação circundante são praticamente inexistentes.

Neste contexto, visando conhecer a composição florística, estrutura e começar o estudo da dinâmica da vegetação nas bordas das matas de galeria, foi iniciado no ano de 2009, o projeto intitulado “Estrutura e dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de bordas naturais em matas de galeria no Alto Rio Grande, MG”, financiado pelo CNPq (478086). Neste projeto foram selecionados, na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, dez trechos de mata de galeria, bem conservados e que fazem limites abruptos com campos

limpos nativos. Em um primeiro momento foram estudados os padrões florísticos e estruturais das bordas naturais nas matas de galeria, sendo que alguns padrões foram observados como alta ocorrência de espécies exigentes de luz, valores elevados de densidade e predominância de indivíduos de pequeno porte. Tais resultados foram similares aos mesmos esperados em bordas antrópicas ou clareiras recentes, evidenciando que as bordas das matas de galeria, mesmo sendo antigas e aparentemente estáveis, mantêm tais características (COELHO, 2011).

Um ano após o primeiro levantamento, foi realizada a primeira avaliação da dinâmica da vegetação. Assim, esse trabalho teve como objetivo estudar a dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea de bordas naturais de matas de galeria em áreas de campo da região do Alto Rio Grande, de forma a permitir a compreensão do seu funcionamento e interação com a vegetação não florestal circundante. As seguintes hipóteses foram testadas: 1) As bordas naturais possuem uma dinâmica acelerada, com altas taxas de recrutamento e mortalidade; 2) As áreas diferem entre si quanto as taxas de dinâmica, já que possuem um diferente histórico de queimadas; 3) Devido à menor umidade e maior ocorrência de distúrbios, como fogo e vento, o recrutamento será menor quanto mais próximo à borda, porém a mortalidade será maior.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Fragmentação e Efeito de Borda

As atividades econômicas ligadas ao uso da terra, como agricultura e agropecuária, são as principais modificadoras de ecossistemas, o que normalmente envolve perda de habitat, e conseqüentemente de biodiversidade (ASNER et al., 2005; BROOKS et al., 2002; LAURENCE; PERES, 2006; SALA et al., 2000).

Com resultado da perda de habitat, ecossistemas que previamente possuíam áreas extensas tem seu tamanho reduzido, tornando-se desconectados das outras áreas também restantes e expostos a um novo ecossistema, geralmente estruturalmente diferenciado deste (FOLEY et al., 2005; LINDENMAYER; FISCHER, 2006). A fragmentação tem assim um efeito negativo sobre as plantas e pode interromper processos importantes para a manutenção das comunidades como a colonização (COLLINGHAM; HUNTLEY, 2000), dispersão de sementes (MELO; DIRZO; TABARELLI, 2006), fluxo gênico (NEVE et al., 2008) e processos demográficos (LAURENCE; BIERREGAARD, 1997; LAURENCE et al., 2000; LINDENMAYER; FISCHER, 2007).

Outra conseqüência da fragmentação é o aumento da proporção entre o limite compartilhado com a matriz (vegetação circundante) e a área dos ecossistemas originais, o que é denominado efeito de borda (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991). O efeito de borda é assim, o resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes (MURCIA, 1995), afetando os organismos através de mudanças nas condições bióticas e abióticas.

Uma das mudanças abióticas é a maior luminosidade incidente na área de borda. Em florestas contínuas, a incidência luminosa em seu interior ocorre

apenas através do dossel, de forma que a luz incida verticalmente através das copas e através de clareiras. Todavia, os fragmentos estão inseridos em uma matriz agrícola, com plantações ou pastagens, ou no caso de bordas naturais, inseridos em campos limpos. Assim, matrizes não arbóreas, de porte reduzido, propiciam incidência lateral de radiação na borda. A maior incidência luminosa também acarreta em uma diminuição da umidade na borda (BERG; SANTOS, 2004; CAMARGO, 1993; KAPOS, 1989; MATLACK, 1993, 1994).

Em fragmentos recém - formados, o ressecamento presente na borda é tido como uma das principais causas da mortalidade presenciada na borda (LAURANCE; PERES, 2006). Nesses fragmentos as alterações microclimáticas, maior temperatura e menor umidade, podem penetrar em direção ao interior pelo menos 40-60 m (MURCIA,1995). No entanto, em bordas mais antigas as alterações microclimáticas diminuem, pois a própria modificação da estrutura da borda (adensamento das árvores, crescimento de lianas) reduz a extensão da área afetada pelas variações ambientais resultantes da fragmentação (aumento da penetração da luz, aumento da variação da umidade relativa do ar e da temperatura, entre outras) (LAURANCE et al., 2002).

A baixa umidade também está relacionada à maior incidência de ventos nas áreas de borda (LAURANCE et al., 1998; SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991). Os ventos além de reduzirem a umidade, também atuam como estresse mecânico, já que podem causar a queda de árvores, principalmente das de maior porte (LAURANCE; PERES, 2006).

As alterações físicas causadas pelas bordas levam conseqüentemente a alterações na dinâmica da vegetação. Na borda pode ocorrer uma maior concentração de indivíduos de menor tamanho, um aumento da mortalidade, como também uma maior rotatividade. Assim de uma forma geral, as bordas apresentam uma dinâmica mais acelerada (BERG, 2001; FELFILI, 1995a,

1995b, 1997a, 1997b; GUIMARÃES et al., 2008; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA; FELFILI, 2008).

Em fragmentos antrópicos, a taxa de árvores mortas ou danificadas na borda pode ser de sete a oito vezes maiores do que a encontrada no interior (FERREIRA; LAURENCE, 1997). Além disso, a vegetação circundante possui uma grande influência na mortalidade ocorrida na borda. Estudos conduzidos em fragmentos florestais na floresta amazônica demonstraram que tanto a vegetação circundante, quanto a distância da borda tiveram efeito significativo na mortalidade das árvores, sendo que fragmentos rodeados por pastagens tiveram uma mortalidade, além de uma maior penetração dos efeitos de borda, do que aquelas rodeadas por formações compostas por áreas com *Cecropia* ou *Vismia* (MESQUITA; DELAMONICA; LAURANCE, 1999).

Em outro estudo, demonstrou-se que a mortalidade é diferenciada em relação às classes de diâmetro em fragmentos recém - formados, sendo que as árvores de maior diâmetro exibiram uma maior mortalidade (LAURANCE et al., 2000). Há pelo menos três razões para a maior vulnerabilidade de grandes árvores, a primeira seria que árvores maiores são mais vulneráveis aos ventos que incidem sobre a borda, a segunda seria as mortes causadas por infestações de lianas, já que árvores mais velhas são mais susceptíveis a essas infestações. A terceira seria devido à maior exposição da copa dessas árvores à grande luminosidade e temperatura, sendo que essas árvores podem ser vulneráveis à dissecação nas bordas.

Todavia, não apenas a mortalidade é influenciada pelo efeito de borda. O recrutamento também é diferenciado. Laurance et al. (1998) encontraram maiores taxas de recrutamento nos primeiros 100 m da margem do fragmento, o que segundo o autor sugere que as taxas de crescimento de indivíduos jovens está diretamente ligada ao aumento da mortalidade e de distúrbios no dossel próximo as bordas.

2.2 As Matas de Galeria

As matas de galeria são formações florestais associadas aos cursos d'água de pequeno porte, formando corredores fechados (galerias) sobre eles. Essas matas fazem limites com formações naturais de campos ou savanas (RIBEIRO; WALTER, 2001; RODRIGUES, 2000).

As matas de galeria são consideradas elo entre outras formações florestais e refúgios de florestas em ambientes dominados por savanas (MEAVE et al., 1991), contendo espécies de mata Atlântica, floresta Amazônica e das bacias do rio Paraná (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995, 2000). Essa interface variada faz com que as matas de galeria possuam uma flora heterogênea, com espécies endêmicas e algumas em comum com o cerrado e as florestas (EITEN, 1984; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995), o que contribui para sua elevada diversidade (MARIMON; FELFILI; LIMA, 2002; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995; PINTO; OLIVEIRA-FILHO, 1999; SILVA JÚNIOR et al., 1998). Do número total de espécies conhecidas no bioma Cerrado, as matas de galeria abrigam 33%, porém recobrem uma pequena superfície na paisagem, apenas 5% em relação às demais fitofisionomias (DIETZSCH et al., 2006; SANTIAGO; SILVA JÚNIOR; LIMA, 2005).

Além de sua elevada riqueza florística, as matas de galeria desempenham um importante papel na manutenção da fauna, servindo como abrigo e fonte de recursos (REDFORD; FONSECA, 1986). Além desses serviços, as matas de galeria atuam na proteção dos recursos hídricos (LIMA; ZAKIA, 2000) através da regulação do regime de cheias e da turbidez da água (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994a), além de prevenirem a erosão nas margens e, conseqüentemente, o assoreamento dos cursos d'água.

Apesar de sua grande importância, as perdas nas áreas de mata de galeria, devido ao desmatamento e a expansão das fronteiras agrícolas, chegam a uma taxa de 40% (SILVA JÚNIOR et al., 2001). Além das perdas em área, essas matas vêm sofrendo com a contaminação por produtos químicos utilizados em plantações, erosões e danos resultantes de atividades de mineração (FELFILI, 1994, 1995a). Como resultado de sua elevada diversidade e dos serviços ambientais prestados, as matas de galeria são caracterizadas como ambientes de preservação permanente, o que confere proteção legal a estas matas. No entanto, esse fato não tem impedido a degradação destas (FELFILI, 1997b).

Além das pressões antrópicas, as matas de galeria também estão sujeitas a perturbações naturais. Como são porções estreitas e muitas vezes rodeadas por ambientes abertos, estão sujeitas a fortes pressões como ventos, enchentes e fogo em suas bordas, onde normalmente este se extingue (FELFILI, 1995b, 1997b). Dessa forma, a flora das bordas das matas de galeria, em princípio, é composta por espécies resistentes a estresses ocasionais (MEAVE et al., 1991).

Por fazerem divisa com formações campestres, as matas de galeria são um dos poucos exemplos de formação florestal que possuem bordas naturais, antigas e aparentemente estáveis (BERG; OLIVEIRA-FILHO, 1999; BERG; SANTOS, 2004; FERNANDES, 2008; GUIMARÃES et al., 2008; OLIVEIRA; FELFILI, 2005, 2008). E, apesar de vários estudos terem sido desenvolvidos nos últimos anos visando conhecer as espécies e a dinâmica dessas áreas (BATTILANI; SCREMIN-DIAS; SOUZA, 2005; BERG; OLIVEIRA-FILHO, 1999, 2000; BERG; SANTOS, 2004; BUOSI; FELFILI, 2004; DIETZSCH et al., 2006; FELFILI, 1994, 1995a, 1995b; FELFILI et al., 2002; LOPES; SCHIAVINI, 2007; MARIMON et al., 2003; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA; FELFILI, 2005, 2006; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995; OLIVEIRA-FILHO; RATTER; SHEPERD, 1990; PINTO; HAY, 2005; RODRIGUES; NAVE, 2000; SILVA JÚNIOR et al., 1998), estudos

especificamente direcionados à estrutura dinâmica destas bordas, os fatores condicionantes das mesmas e suas relações com a vegetação circundante são praticamente ausentes no Brasil.

2.3 Os limites entre mata e campo

As diferentes formas de vegetação e sua distribuição na biosfera obedecem, em uma escala global, ao controle exercido pelo clima, onde a relação entre pluviosidade e temperatura, determina padrões estruturais da vegetação por toda superfície terrestre (WHITTAKER, 1975). Porém, em uma escala local, pode haver variações na cobertura vegetal sob um mesmo clima. Um exemplo é o bioma Cerrado, no qual há um complexo mosaico de paisagens, com acentuadas variações fitofisionômicas que acompanham gradientes ambientais em escala local (EITEN, 1984; FURLEY, 1992). Muitos autores sugerem que a precipitação sazonal não pode explicar totalmente a predominância da vegetação do cerrado, já que as condições climáticas atuais favoreceriam o estabelecimento de florestas em grande parte do bioma (COUTINHO, 1978; HAMMEN, 1983; KLEIN, 1975; REIS, 1971). O bioma Cerrado engloba tanto áreas campestres como corredores florestais ao longo dos cursos d'água, as matas de galeria. Os limites entre esse dois tipos de formações tendem a ter bordas abruptas (FURLEY, 1992).

Existe a possibilidade dos limites entre mata-campo avançar ou retroceder, ou seja, a mata pode avançar sobre o cerrado, o cerrado sobre a mata, ou a fronteira pode permanecer estável. Vários estudos ao redor do mundo, em transições com características semelhantes, têm demonstrado recentes expansões das áreas florestais sobre fisionomias de vegetação aberta (BURROWS; CAMPTON; HOFFMANN, 1998; DUSSART; LERNER; PEINETTI, 1998; PALMER; ROOYEN, 1998; SCHWARTZ et al., 1996).

Vários fatores são citados como condicionantes dos limites entre as formações campestres e as matas de galeria, entre eles a diferença de nutrientes, de umidade do solo, luminosidade e também o fogo, que frequentemente atinge os campos (BERG; OLIVEIRA-FILHO, 1999, 2000; BERG; SANTOS, 2004; FELFILI, 1998; FURLEY, 1992; SILVA et al., 2008).

Embora haja diferenças quanto aos nutrientes presentes na mata e no campo, as diferenças entre borda e campo não parecem ser suficientes para explicar seus limites abruptos (BERG; OLIVEIRA-FILHO, 1999; SILVA et al., 2008). Assim, aparentemente, umidade e luz estão entre as variáveis ambientais mais importantes na determinação dos limites das matas de galeria e da variação estrutural interna das matas de galeria, desde e suas bordas até o curso d'água. Já o fogo parece ser a causa da forma abrupta que as bordas se apresentam (BERG; OLIVEIRA-FILHO, 1999, 2000; BERG; SANTOS, 2004; FELFILI, 1998).

Um estudo conduzido por Silva et al. (2008), com matas de galeria no Brasil Central sugere que a expansão das mata de galeria sobre as formações abertas foi limitada pelo fogo, já que as diferenças de nutrientes entres os ecossistemas não foi tão proeminente. O estudo sugere ainda que o processo de expansão iniciou-se há pelo menos 3000-4000 anos atrás, e que as matas de galeria podem ainda estar expandindo-se.

De toda forma, a transição entre as matas de galeria e os campos pode ser considerada uma zona ecológica de tensão. Segundo Daubenmire (1968), transições abruptas entre diferentes tipos vegetacionais são zonas de tensão e instáveis devido às variáveis condições ambientais.

2.4 A interação entre os componentes herbáceo e arbóreo

Nas bordas imediatas das matas de galeria, os componentes arbóreo - arbustivo e herbáceo interagem entre si. Algumas características das gramíneas

influenciam direta ou indiretamente a interação com as espécies arbóreas. As gramíneas tendem a explorar a parte superficial do solo mais efetivamente que as raízes do componente arbóreo () superando competitivamente as árvores nas condições de borda. Todavia, as árvores podem explorar várias profundidades no solo, de forma a utilizar porções de recurso não exploradas por gramíneas (BOND, 2008; SCHOLES; ARCHER, 1997; WALTER, 1971).

Como as gramíneas não possuem a necessidade de um grande investimento em sustentação, essas respondem de forma mais positiva aos pulsos de nutrientes do que as árvores (SCHOLES; WALKER, 1993). Como possuem uma taxa de decomposição mais lenta em relação às árvores (EHLERINGER; MANSON, 1993), sua matéria orgânica acumula através das estações contribuindo para a facilitação da ocorrência de queimadas (BOND, 2008). Essas características fazem das gramíneas excelentes competidoras quando crescem no mesmo local que plântulas e indivíduos jovens do componente arbóreo. Assim, o recrutamento em ecossistemas campestres é particularmente difícil (SCHOLES; ARCHER, 1997), já que a competição reduz a taxa de crescimento, enquanto o fogo freqüente impede que as plântulas escapem da camada de gramíneas (BOND, 2008; BOND; KEELEY, 2005).

No entanto, a coexistência entre gramíneas-árvores não pode ser prevista tendo como base modelos simples. Ela inclui elementos de competição e facilitação, variando de forma complexa no tempo e no espaço (SCHOLES; ARCHER, 1997). Várias teorias e modelos foram propostos para explicar essa coexistência (AMARASEKARE, 2003; CHESSON, 2000; FERNANDEZ-ILLESCAS; RODRIGUEZ-ITURBE, 2003; HIGGINS; BOND; TROLLOPE, 2000; JELTSCH; WEBER; GRIMM, 2000; WALTER, 1971; WALKER; NOY-MEIR, 1982), sendo que a maioria pode ser classificada em uma das seguintes categorias: aqueles que dão ênfase no papel fundamental das interações competitivas para promover a coexistência, e aqueles em que o foco está no

papel limitante dos gargalos demográficos no estabelecimento e persistência nos campos (SANKARAN; RATNAM; HANAN, 2004; SCHOLLES; ARCHER, 1997).

A potencial diferença na aquisição de recursos é tida como um processo fundamental que estrutura as comunidades nos modelos baseados na competição e, a coexistência é mantida através da separação de nichos, que pode ser espacial ou temporal. Um exemplo da separação espacial é o modelo proposto por Walter (1971), no qual a água é um fator limitante, e o estrato arbóreo teria um acesso diferenciado a esse recurso devido a diferenciações espaciais no perfil das raízes. Assim, as gramíneas explorariam a camada superficial do solo, enquanto o componente arbóreo teria acesso às camadas mais profundas do solo. Já separação de nicho através da fenologia é um exemplo de separação temporal. Uma característica associada às savanas tropicais são as estações secas e chuvosas alternadas, o que poderia ser uma oportunidade para a separação de nicho de árvores e graminoides (SANKARAN; RATNAM; HANAN, 2004; SCHOLLES; ARCHER, 1997).

Em relação aos modelos de gargalos demográficos, esses modelos afirmam que o problema crítico para as árvores é demográfico e não competitivo (HIGGINS; BOND; TROLLOPE, 2000), assim árvores e herbáceas persistiriam devido a alterações climáticas ou distúrbios como o fogo. Esses fatores limitariam o estabelecimento de plântulas, a germinação ou a mudança de classe de tamanho. Sua premissa básica é que o impacto de variações climáticas e distúrbios diferem entre os estágios da história de vida das árvores. As árvores seriam limitadas por secas nos estágios de plântulas e por fogo quando juvenis. Em savanas áridas a variação temporal nas oportunidades de estabelecimento, causada por padrões estocásticos de chuva, combinado com baixa mortalidade dos adultos, levaria a um cenário dinâmico onde as espécies arbóreas são recrutadas em pulsos no tempo (HIGGINS; BOND; TROLLOPE, 2000; WIJK;

RODRIGUEZ-ITURBE, 2002). Por outro lado, em áreas mésicas, as árvores são capazes de dominar o sistema completamente, mas queimadas freqüentes limitam as oportunidades das plântulas de escapar das zonas inflamáveis, permitindo assim que árvores e gramíneas coexistam em desequilíbrio (HIGGINS; BOND; TROLLOPE, 2000).

Nos últimos anos, os modelos demográficos vêm ganhando maior força do que os tradicionais baseados em competição (HIGGINS; BOND; TROLLOPE, 2000; JELTSCH; WEBER; GRIMM, 2000; SCHOLLES; ARCHER, 1997; WIJK; RODRIGUEZ-ITURBE, 2002), já que a explicação baseada apenas na competição por recurso não tem mostrado ser o suficiente para explicar a coexistência em longo prazo (JELTSCH; WEBER; GRIMM, 2000).

2.5 Características do fogo no Cerrado

O Cerrado é uma vegetação adaptada ao fogo (EITEN, 1972), sendo que o registro fóssil mais antigo de ocorrência de fogo é de 32.000 anos atrás (LEDRU, 1993). Esse período é anterior a chegada do homem no Brasil Central, já que segundo Cooke (1998) e Prous (1992), não há evidência da presença do homem nessa região antes de 11.000-12.000-anos atrás, apesar das datações da presença do homem no Brasil remeterem a mais de 30.000 anos atrás.

Contudo, o fogo ocorre provavelmente com uma frequência maior há pelo menos 10.000 anos, associado a práticas indígenas de caça e manejo de espécies vegetais. Além disso, atualmente o fogo é usado no Cerrado para a transformação de áreas naturais em campos agrícolas e para a renovação de pastagens (MIRANDA; BUSTAMANTE; MIRANDA, 2002). Assim, a ocupação humana nas regiões do cerrado mudou o regime natural de queimadas, tanto em relação à estação, como em relação à frequência, com consequência

para a estrutura e composição da vegetação (MIRANDA; BUSTAMANTE; MIRANDA, 2002).

O fogo no cerrado caracteriza-se por ser superficial (MIRANDA; BUSTAMANTE; MIRANDA, 2002), consumindo o estrato herbáceo, que representa 94% do combustível consumido durante a queima. Os estratos herbáceo e subarbustivo do cerrado são altamente resistentes ao fogo (COUTINHO, 1990), sendo que muitos indivíduos possuem órgãos subterrâneos, como rizomas, bulbos e xilopódios (RAWITSCHER; RACHID, 1946). Já em relação ao estrato arbóreo, embora a maioria das árvores do cerrado possua isolamento térmico devido ao súber espesso, indivíduos de menor porte muitas vezes carecem de um isolamento mais eficaz, sendo assim mais suscetíveis aos efeitos da temperatura elevada (GUEDES, 1993). Consequentemente, queimadas frequentes reduzem a densidade da vegetação lenhosa através da mortalidade de pequenos indivíduos (FROST; ROBERTSON, 1987) e através da alteração da taxa de regeneração de espécies lenhosas (HOFFMANN, 1998; MIYANISHI; KELLMAN, 1986).

Apesar da alta intensidade de fogo presente nos cerrados, formações florestais, como as matas de galeria são encontradas em meio às formações não florestais. Essas matas geralmente possuem espécies que tendem a ser sensíveis ao fogo (UHL; KAUFFMAN, 1990). No entanto, o fogo que normalmente atinge os campos ao redor não adentra as matas, extinguindo-se nas bordas (KELLMAN; MEAVE, 1997), provavelmente devido à maior umidade presente nestas matas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da região de estudo

O estudo foi desenvolvido na região do Alto Rio Grande, sul do Estado de Minas Gerais (Figura 1). A vegetação da região pode ser definida como uma disjunção do bioma Cerrado, inserida dentro da área de distribuição das florestas estacionais semidecíduais do Sudeste brasileiro (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2004). De acordo com Eidt (1968), o clima da região é Cwb de Köppen, com invernos secos e verões úmidos. Dados da Estação Meteorológica de Lavras (21°13'40"S e 45°57'50"W), no período de 1962 a 1990 revelam uma temperatura média anual de $19,6 \pm 0,6$ °C, com médias mensais variando de 16,03 °C no mês de julho a 21,82 °C em fevereiro; precipitação média anual de 1517 ± 168 mm, sendo aproximadamente 93% concentrados na primavera/verão (meses de outubro-março) e precipitações mensais médias variando de 19,2 mm no mês de julho a 293,3 mm em janeiro. A altitude da região varia de 850 à aproximadamente 1500 m. O relevo predominante é plano a ondulado, com áreas mais acidentadas nos espigões das serras. Os principais solos da região são os Cambissolos (~75% da área) e Latossolos (~20%), com raras ocorrências de Argissolos e solos aluviais (GIAROLLA, 1997).

Foram estudados, dentro da região descrita, dez trechos de mata, cujas localizações e altitudes médias são mostradas na Tabela 1. As matas estudadas podem ser classificadas como matas de galeria, de acordo com Veloso, Rangel-Filho e Lima (1991), pois são faixas estreitas de vegetação, que acompanham pequenos cursos d'água, formando corredores fechados (galerias) e fazem

limites naturais abruptos com vegetação não-florestal (MANTOVANI et al., 1989), no caso, com campos limpos de altitude.

As áreas foram escolhidas com base nos seguintes critérios: (a) bom estado de conservação (ausência de impactos antrópicos, tal como corte seletivo intenso, bosqueamento, corte raso, incêndios evidentes etc.); (b) limites naturais com campos limpos nativos.

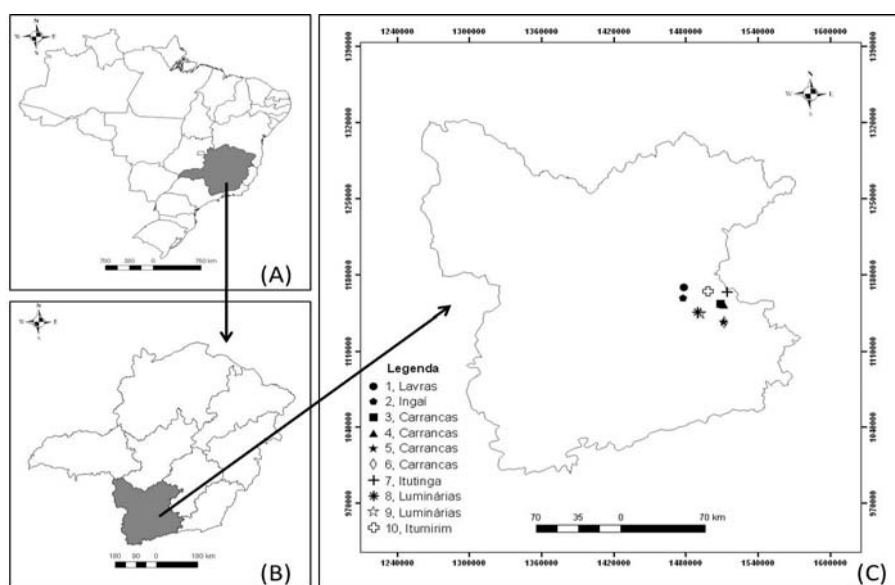


Figura 1 Localização geográfica das áreas de estudo. (A) Estado de Minas Gerais; (B) macroregiões de Minas Gerais; (C) região Sul de Minas Gerais com a localização das áreas amostradas.

Tabela 1 Áreas de mata de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.

| Área | Município | Coordenadas | | Altitude média |
|------|------------|--------------|--------------|----------------|
| 1 | Lavras | 21°20'43,8"S | 44°58'36,8"W | 1082 m |
| 2 | Ingai | 21°25'45,1"S | 44°58'25,8"W | 1063 m |
| 3 | Carrancas | 21°26'59,9"S | 44°39'19,5"W | 1217 m |
| 4 | Carrancas | 21°27'9,8"S | 44°37'33,0"W | 1277 m |
| 5 | Carrancas | 21°34'58,7"S | 44°36'32,1"W | 1303 m |
| 6 | Carrancas | 21°35'15,2"S | 44°36'07,2"W | 1359 m |
| 7 | Itutinga | 21°21'20,4"S | 44°36'48,7"W | 997 m |
| 8 | Luminárias | 21°31'58,8"S | 44°50'16,0"W | 1169 m |
| 9 | Luminárias | 21°32'07,5"S | 44°48'39,3"W | 1296 m |
| 10 | Itumirim | 21°21'41,4"S | 44°46'06,9"W | 1016 m |

3.2 Amostragem da vegetação

No ano de 2010, foram estabelecidas um total de 30 parcelas fixas permanentes com o tamanho de 15 m x 20 m (300 m²), sendo três em cada uma das dez áreas. As parcelas foram posicionadas de forma que seu maior comprimento fosse paralelo ao limite mata-campo, e seu menor comprimento abrangesse cinco metros de campo e dez metros de mata (Figura 2), respeitando-se a distância mínima de 10 m entre uma e outra. Para evitar possíveis perdas das marcações devido a incêndios eventuais, as parcelas foram demarcadas utilizando-se estacas de ferro.

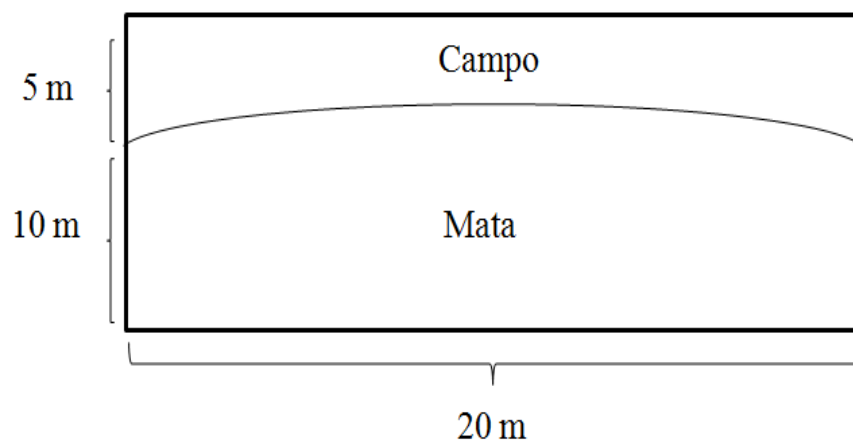


Figura 2 Ilustração da forma como as parcelas foram alocadas. Figura ilustrativa, não representa a escala real.

No ano de 2010, nos meses de dezembro e janeiro, foi realizado o primeiro levantamento, no qual todos os indivíduos com DAP (diâmetro à altura do peito) ≥ 1 cm foram identificados e marcados utilizando-se plaquetas de alumínio presas através de pregos ou de colares de arame, no caso de indivíduos de pequeno porte. Também foram mapeados e medidos quanto à altura e DAP. O critério de inclusão adotado nesse trabalho é inferior ao utilizado em outros trabalhos, porém o critério utilizado visou uma melhor amostragem da vegetação presente nas bordas, nas quais há caracteristicamente uma maior proporção de indivíduos de menor tamanho (BERG; OLIVEIRA-FILHO, 1999).

Quando possível, as espécies foram identificadas ainda em campo, quando não, foram coletadas e herborizadas para identificação posterior, através de consulta à literatura pertinente, à especialistas ou através de comparação com o acervo do Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras.

No ano de 2011, nos meses de dezembro e janeiro, (um ano após o primeiro), foi realizado o segundo levantamento, no qual todos os indivíduos

vivos foram remensurados, e os indivíduos mortos computados. Os recrutados, sendo esses aqueles que entre um levantamento e outro atingiram o critério de inclusão ($DAP \geq 1$ cm), foram identificados, mapeados e medidos quanto à altura e DAP.

3.3 Parâmetros de Dinâmica

Foram calculadas as taxas anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) e taxas anuais de perda (P) e ganho (G) de área basal por meio das expressões abaixo, segundo Sheil, Jennings e Savill (2000):

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

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

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

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

Onde: t é o tempo decorrido em anos 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 recrutadas, 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 recrutados 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.

Para expressar a dinâmica global, foram calculadas a partir das médias das taxas de mortalidade e recrutamento e de perda e ganho, respectivamente, as taxas de rotatividade (*turnover*) em número de árvores (T_N) e em área basal (T_{AB}) (OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004):

$$T_N = (M + R)/2$$

$$T_{AB} = (P + G)/2$$

Conforme Korning e Balslev (1994), foram obtidas as taxas de mudança líquida no período, tanto para número de árvores (Ch_N) como área basal (Ch_{AB}), sendo utilizadas as equações:

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

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

As taxas foram calculadas para cada parcela e área e, posteriormente, foram feitas comparações estatísticas entre as áreas por meio de teste de variância não paramétrico de Kruskal-Wallis (SOKAL; ROHLF, 1995). Quando houve diferenças significativas foi aplicado o teste de SNK, o qual permitiu comparações entre as áreas.

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 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, durante o intervalo entre os estudos. Foi realizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk, através do qual se constatou a não normalidade dos dados. Como análises de regressão linear possuem como pressuposto a normalidade dos dados, esses foram transformados através de expressões arco seno, o que solucionou o problema.

3.4 Dinâmica das diferentes classes diamétricas

Os indivíduos foram classificados de acordo com suas medidas de DAP, empregando-se intervalos de classe com amplitudes crescentes (1 a 5 cm ; 5,1 a 13 cm; 13,1 a 29 cm ; 29,1 a 55 cm). Tais amplitudes crescentes têm sido adotadas em estudos de dinâmica florestal na região (HIGUCHI et al., 2008; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 2007). 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 migraram para outras classes de diâmetro). Esta classificação foi feita para área total e para cada uma das dez áreas. A diferença entre o número de árvores ingressantes (recrutas + imigrantes) e árvores egressas (mortos + emigrantes) em cada classe de diâmetro foi verificada por comparações entre contagens de Poisson (ZAR, 1999), e com base na distribuição diamétrica do primeiro inventário, foram realizados teste de qui-quadrado para verificar se as frequências observadas no segundo inventário foram diferentes dos valores esperados.

3.5 Análises de Umidade do Solo

Foram realizadas coletas de solo para medidas da umidade superficial, sendo uma coleta realizada na estação chuvosa (meses de janeiro e fevereiro) e outra na estação seca (agosto e setembro). Em cada amostragem, foram coletadas duas amostras simples de solo, a aproximadamente 20 cm de profundidade, sendo uma na porção de mata e outra na porção de campo. As amostras foram acondicionadas em recipientes hermeticamente fechados e a

umidade foi medida pela diferença entre o peso inicial e após a secagem em estufa a uma temperatura de 110° até o peso se tornar constante.

Através da diferença entre o peso úmido e o peso seco das amostras de solo, foram calculadas as porcentagens de umidade do solo para cada parcela. Através do teste de Shapiro-Wilk foi constatada a normalidade dos dados, que foram então comparados através de teste t. Foram investigadas possíveis diferenças entre o campo e mata na estação seca e chuvosa, e entre as estações para cada setor.

3.6 Análises espaciais

Para mapear a distribuição dos indivíduos dentro das parcelas, foi medida, para cada um deles, a distância entre o ponto de enraizamento e dois vértices das parcelas, através de um aparelho medidor de distâncias baseado em ultrassom (Haglöf DME 201 Cruiser). Essas distâncias foram então transformadas em medidas de posição (X e Y), através da fórmula de Pitágoras ($X^2=a^2+b^2$, $Y^2=a^2+b^2$), sendo Y a distância do indivíduo ao limite superior da parcela.

Com o objetivo de avaliar a influência da distância do limite superior no recrutamento, cada indivíduo foi categorizado segundo sua distância com relação ao limite superior da parcela, sendo seis categorias cada uma delas possuía a largura de 2,5 m. Assim, a primeira região abrangeu de 0 m até 2,5 m do limite superior da parcela, a segunda de 2,5 m a 5,0 m, a terceira de 5,0 m à 7,5 m, a quarta de 7,5 m a 10 m, a quinta de 10 m a 12,5 m, e a sexta de 12,5 m a 15,0 m (Figura 4).

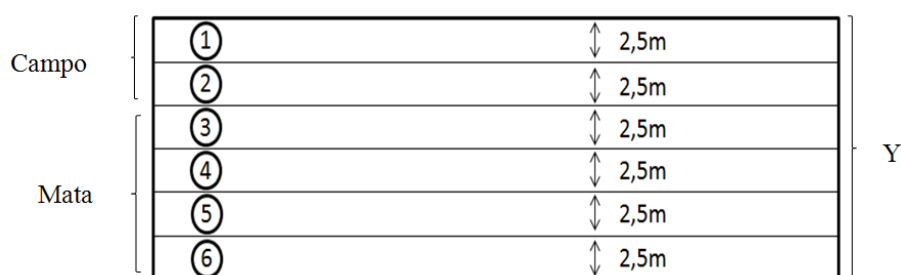


Figura 4 Representação esquemática das regiões nas quais as parcelas foram divididas.

Em cada uma dessas categorias foi contabilizado o número de recrutas, e testou-se através de uma regressão linear um possível aumento do número de recrutas com o distanciamento da borda.

Para investigar a probabilidade de sobrevivência em relação às variáveis distância do limite superior da borda, altura e DAP da planta, foram efetuadas análises utilizando modelos lineares generalizados (MLG). Utilizou-se a distribuição Binomial com a função de ligação logit. Os modelos foram testados para nove espécies divididas entre os três grupos funcionais: 1) Pioneiras: *Vismia guianensis* (Aubl.) Pers., *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze, *Miconia paulensis* Naudin.; 2) Clímax exigente de luz: *Protium widgrenii* Engl., *Protium spruceanum* (Benth.) Engl., *Clethra scabra* Pers.; 3) Clímax tolerante a sombra: *Calyptranthes brasiliensis* Spreng, *Calyptranthes clusiifolia* O.Berg, *Casearia decandra* Jacq. As espécies foram escolhidas devido a sua abundância e por terem exibido mortalidade entre os inventários, e o modelo final para cada grupo foi ajustado integrando apenas as variáveis explicativas significativas ($p \leq 0.05$) e sua adequação foi testada utilizando o teste de qui-quadrado de Pearson.

Foram utilizadas as classificações em grupos funcionais realizadas por Coelho (2011), no primeiro levantamento nas bordas naturais, baseando-se nos

trabalhos de Swaine e Whitmore (1988), sendo: (a) pioneiras, aquelas que necessitam de luz direta para germinar e se estabelecer; (b) clímax exigentes de luz, aquelas cujas sementes conseguem germinar nas condições de sombra do sub-bosque, embora os imaturos necessitem de luz abundante para crescer e atingir o dossel; e (c) clímax tolerantes à sombra, aquelas que germinam e conseguem crescer nas condições de sombra do sub-bosque, atingindo a maturidade sob o dossel ou no dossel da floresta. As informações ecológicas sobre as espécies foram obtidas pela autora em outros trabalhos realizados na região (NUNES et al., 2003; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994b, 1994c; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; PEREIRA et al., 2010; PINTO et al., 2005).

Em todas as análises utilizou-se o software R, e para as análises dos MLG empregou-se o pacote RMS (HARRELL; FRANK, 2012), o qual permite o cálculo de um coeficiente de determinação (R^2) para regressões logísticas. Já para os testes de Kruskal-Wallis, foi utilizado o pacote *Agricolae* (MENDIBURU, 2012).

4 RESULTADOS

Os resultados encontrados para a amostra total demonstram uma taxa de recrutamento (R=9,16%) superior à taxa de mortalidade (M=2,44%). A taxa de mudança líquida, em números de indivíduos, foi de 7,41%, demonstrando uma mudança expressiva. Não houve diferenciação significativa, nas taxas de mortalidade, recrutamento e mudança líquida entre as áreas, segundo o teste de Kruskal-Wallis (Tabela 2).

Tabela 2 Valores de p obtidos através do teste de Kruskal-Wallis para a comparação das taxas de dinâmica entre as dez áreas de bordas naturais de matas de galeria no Alto Rio Grande, MG.

| Kruskall- Wallis | | |
|-----------------------------|----------|----------|
| Número de indivíduos | H | p |
| Taxa de Mortalidade | 14,74 | 0,09 |
| Taxa de Recrutamento | 12,38 | 0,19 |
| Taxa de Mudança | 13,12 | 0,15 |
| Taxa de Rotatividade | 17,49 | 0,04* |
| Área Basal | | |
| Taxa de Perda | 7,16 | 0,61 |
| Taxa de Ganho | 17,00 | 0,04* |
| Taxa de Mudança | 16,95 | 0,05 |
| Taxa de Rotatividade | 16,53 | 0,05 |

* diferenças significativas para $p < 0,05$

As taxas de Rotatividade foram altas (Tabela 3), sendo que as Áreas 1 e 5 diferenciaram-se das demais, sendo que a primeira apresentou a maior taxa e a última a menor, em relação ao número de indivíduos. Já as taxas de Rotatividade em relação à área basal (Tabela 4), não apresentaram diferença significativa entre as áreas (Tabela 2).

A área basal da amostra total apresentou crescimento no intervalo entre os levantamentos ($Ch_{AB} = 8,13\%$), sendo que o ganho em área basal foi superior a perda ($G = 9,94\%$; $P = 3,31\%$). A taxa de perda não se diferenciou significativamente entre as áreas, porém as Áreas 3 e 4 diferenciaram-se da 5, com relação ao ganho.

As regressões entre a área basal inicial e as taxas de dinâmica foram significativas apenas para a taxa de ganho e de mudança líquida em termos de área basal. Em ambos os casos, o decréscimo na área basal é acompanhado de um aumento das taxas (Gráficos 1 e 2). O número inicial de indivíduos teve influência sobre a taxa de recrutamento e a taxa de mudança líquida em número de indivíduos. Ambas as influências foram negativas (Gráficos 3 e 4), ou seja, quando maior o número inicial de indivíduos, menores as taxas de recrutamento e de mudança líquida.

A distribuição dos indivíduos por classes diamétricas seguiu o padrão de J-invertido, ou seja, com predomínio dos indivíduos nas classes menores. A frequência de indivíduos observada por classe diamétrica em 2011 não diferiu significativamente da frequência esperada em relação a 2010 ($\chi^2 = 0,76$, $p = 0,86$, Tabela 6, Gráfico 5). Para as contagens saídas (imigrantes + mortos) e entradas (emigrantes + recrutas) houve diferença significativa para a amostra total ($Z = 15,09$, $p < 0,001$), como também para a primeira classe diamétrica ($Z = 15,96$, $p < 0,001$), sendo que houve uma maior entrada de indivíduos do que saída. Nas demais classes, não houve diferença significativa (Tabela 6).

Houve um aumento do número de recrutas com o distanciamento do limite superior da parcela, segundo os resultados da regressão realizada para essas variáveis ($p < 0,00$, $R^2 = 0,14$, Gráfico 6).

A probabilidade de sobrevivência comportou-se de maneira diferenciada entre os grupos funcionais (Gráficos 7, 8, 9). Para as espécies pioneiras apenas o modelo tendo o DAP e a distância do limite superior da parcela como variáveis

explicativas foi significativo ($\chi^2= 8,09$, $p= 0,04$), sendo que houve um aumento da probabilidade de sobrevivência quanto mais próximo da borda, com este efeito atuando de forma mais pronunciada com o decréscimo do DAP. Já para as espécies clímax exigentes de luz, o modelo foi significativo para as variáveis distância do limite superior e para a altura da planta ($\chi^2= 45,10$, $p<0,001$). Para essas espécies há uma maior probabilidade de sobrevivência com o distanciamento da borda e com a redução da altura do indivíduo. E para as espécies clímax tolerantes a sombra apenas o modelo com a variável distância do limite superior foi significativo ($\chi^2= 9,39$, $p<0,001$), sendo que a sobrevivência é maior com o distanciamento da borda em direção à mata.

Em relação à umidade do solo, mata e campo apresentaram médias de porcentagem de umidade do solo, durante a estação seca, iguais a 12,05% e 8,84%, respectivamente. Durante a estação chuvosa suas médias foram de 13,00% na mata e 11,12% no campo. Houve diferença significativa entre o campo e a mata apenas na estação seca, sendo que a mata apresentou uma média significativamente maior do que a média do campo (Tabela 7). Não houve diferença significativa entre as estações na mata, enquanto o campo apresentou uma maior umidade na estação chuvosa.

Tabela 3 Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de bordas naturais de Matas de Galeria, no Alto Rio Grande, MG, entre 2010 e 2011, contabilizada para amostra total e para cada uma das áreas, expressa em número de indivíduos. * = Taxas que apresentaram diferenças significativas entre as áreas. Taxas seguidas da mesma letra não diferem entre si.

| | Total | Área 1 | Área 2 | Área 3 | Área 4 | Área 5 | Área 6 | Área 7 | Área 8 | Área 9 | Área 10 |
|--|-------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Número de Indivíduos | | | | | | | | | | | |
| 2010 | 7191 | 403 | 506 | 575 | 1145 | 750 | 921 | 431 | 833 | 956 | 671 |
| 2011 | 7724 | 622 | 548 | 606 | 1205 | 780 | 982 | 429 | 885 | 959 | 708 |
| Mortos | 176 | 4 | 12 | 7 | 21 | 8 | 7 | 36 | 11 | 56 | 14 |
| Recrutas | 708 | 223 | 54 | 38 | 81 | 38 | 68 | 34 | 62 | 59 | 51 |
| Sobreviventes | 7015 | 399 | 494 | 568 | 1124 | 742 | 914 | 395 | 822 | 900 | 657 |
| Taxa de Mortalidade (%.ano ⁻¹) | 2,45 | 0,99 | 2,37 | 1,22 | 1,83 | 1,07 | 0,76 | 8,35 | 1,32 | 5,86 | 2,09 |
| Desvio Padrão | | 1,05 | 1,04 | 0,28 | 2,26 | 0,62 | 0,67 | 5,12 | 0,62 | 7,47 | 0,77 |
| Taxa de Recrutamento (%.ano ⁻¹) | 9,17 | 35,85 | 9,85 | 6,27 | 6,72 | 4,87 | 6,92 | 7,93 | 7,01 | 6,15 | 7,20 |
| Desvio Padrão | | 14,48 | 2,46 | 2,32 | 1,79 | 3,04 | 2,10 | 2,37 | 3,62 | 2,75 | 4,15 |
| Taxa de Mudança Líquida (%.ano ⁻¹) | 7,41 | 54,34 | 8,30 | 5,39 | 5,24 | 4,00 | 6,62 | -0,46 | 6,24 | 0,31 | 5,51 |
| Desvio Padrão | | 34,50 | 3,33 | 2,48 | 1,03 | 3,12 | 2,40 | 7,42 | 4,38 | 9,16 | 3,97 |
| Taxa de Rotatividade (%.ano ⁻¹) | 5,81 | 18,42 ^a | 6,11 ^b | 3,74 ^b | 4,28 ^b | 2,97 ^c | 3,84 ^b | 8,14 ^b | 4,16 ^b | 6,00 ^b | 4,64 ^b |
| Desvio Padrão | | 6,71 | 1,29 | 1,22 | 1,98 | 1,69 | 1,15 | 1,98 | 1,74 | 3,71 | 1,41 |

Tabela 4 Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de bordas naturais de Matas de Galeria, no Alto Rio Grande, MG, entre 2010 e 2011, contabilizada para amostra total e para cada uma das áreas, expressa em área basal. * = Taxas que apresentaram diferenças significativas entre as áreas. Taxas seguidas da mesma letra não diferem entre si.

| Área Basal | Total | Área 1 | Área 2 | Área 3 | Área 4 | Área 5 | Área 6 | Área 7 | Área 8 | Área 9 | Área 10 |
|---|---------|-------------------|-------------------|--------------------|--------------------|-------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|--------------------|
| 2010 (m ²) | 15,3332 | 1,4325 | 1,1904 | 1,0488 | 1,5730 | 2,5324 | 1,8891 | 0,9105 | 1,2863 | 1,9684 | 1,5017 |
| 2011 (m ²) | 16,6259 | 1,5458 | 1,2947 | 1,2259 | 1,7994 | 2,6922 | 1,9821 | 0,9955 | 1,3912 | 2,0592 | 1,6400 |
| Mortos (m ²) | 0,1532 | 0,0008 | 0,0035 | 0,0096 | 0,0127 | 0,0032 | 0,0497 | 0,0147 | 0,0037 | 0,0319 | 0,0235 |
| Recrutadas (m ²) | 0,1243 | 0,0349 | 0,0105 | 0,0200 | 0,0130 | 0,0088 | 0,0085 | 0,0050 | 0,0081 | 0,0083 | 0,0072 |
| Sobreviventes (m ²) | 16,5016 | 1,5108 | 1,2843 | 1,2059 | 1,7864 | 2,684 | 1,9736 | 0,9905 | 1,3831 | 2,0509 | 1,6328 |
| Incremento dos sobreviventes (m ²) | 1,490 | 0,1132 | 0,1046 | 0,1811 | 0,2296 | 0,1807 | 0,1543 | 0,1082 | 0,1134 | 0,1195 | 0,1635 |
| Taxa de Incremento (%. ano ⁻¹) | 1,52 | 0,11 | 0,10 | 0,17 | 0,26 | 0,18 | 0,15 | 0,11 | 0,11 | 0,12 | 0,16 |
| Desvio Padrão | | 0,84 | 1,25 | 1,17 | 3,44 | 1,53 | 8,26 | 2,52 | 0,33 | 5,08 | 1,19 |
| Taxa de Decremento (%. ano ⁻¹) | -0,35 | -0,03 | -0,01 | -0,02 | -0,05 | -0,03 | -0,07 | -0,03 | -0,01 | -0,04 | -0,03 |
| Desvio Padrão | | 0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,01 | 0,01 | 0,03 | 0,01 | 0,00 | 0,01 | 0,00 |
| Taxa de Perda (%. ano ⁻¹) | 3,31 | 2,56 | 1,34 | 3,05 | 4,31 | 1,37 | 6,51 | 4,96 | 1,79 | 3,65 | 3,86 |
| Desvio Padrão | | 0,84 | 1,25 | 1,17 | 3,44 | 1,53 | 8,26 | 2,52 | 0,33 | 5,08 | 1,19 |
| Taxa de Ganho* (%. ano ⁻¹) | 9,94 | 9,65 ^b | 9,02 ^b | 16,27 ^a | 15,64 ^a | 7,13 ^b | 8,43 ^b | 11,65 ^b | 8,98 ^b | 6,38 ^b | 10,58 ^b |
| Desvio Padrão | | 1,77 | 3,09 | 3,91 | 5,83 | 1,11 | 2,56 | 2,72 | 2,46 | 1,62 | 1,30 |
| Taxa de Mudança Líquida (%. ano ⁻¹) | 8,13 | 7,90 | 8,76 | 16,89 | 14,39 | 5,96 | 4,47 | 8,78 | 7,53 | 4,19 | 8,73 |
| Desvio Padrão | | 2,62 | 2,49 | 4,96 | 8,52 | 0,83 | 7,26 | 1,87 | 2,85 | 4,39 | 0,64 |
| Taxa de Rotatividade (%. ano ⁻¹) | 6,63 | 6,11 | 5,18 | 9,66 | 9,97 | 4,25 | 7,47 | 8,31 | 5,39 | 5,01 | 7,22 |
| Desvio Padrão | | 0,90 | 2,17 | 2,14 | 3,48 | 1,22 | 3,26 | 2,53 | 1,39 | 1,87 | 1,24 |

Tabela 5 Regressões lineares entre o Número Inicial de Indivíduos e a Área Basal em relação às Taxas de Dinâmica em bordas naturais de Matas de Galeria no Alto Rio Grande, MG. p= nível de significância, R²= Coeficiente de Determinação, AB= Área basal, Ni= Número de indivíduos. São apresentados apenas os resultados não significativos.

| Relação | p | R² |
|---|----------|----------------------|
| Nº Inicial de indivíduos x Taxa de Mortalidade | 0,39 | 0,02 |
| Nº Inicial de indivíduos x Taxa de Ganho | 0,93 | 0,00 |
| Nº Inicial de indivíduos x Taxa de Perda | 0,12 | 0,08 |
| Nº Inicial de indivíduos x Taxa de Mudança Líquida (AB) | 0,82 | 0,00 |
| Área Basal Inicial x Taxa de Mortalidade | 0,57 | 0,01 |
| Área Basal Inicial x Taxa de Recrutamento | 0,80 | 0,00 |
| Área Basal Inicial x Taxa de Perda | 0,56 | 0,01 |
| Área Basal Inicial x Taxa de Mudança Líquida (Ni) | 0,98 | 0,00 |

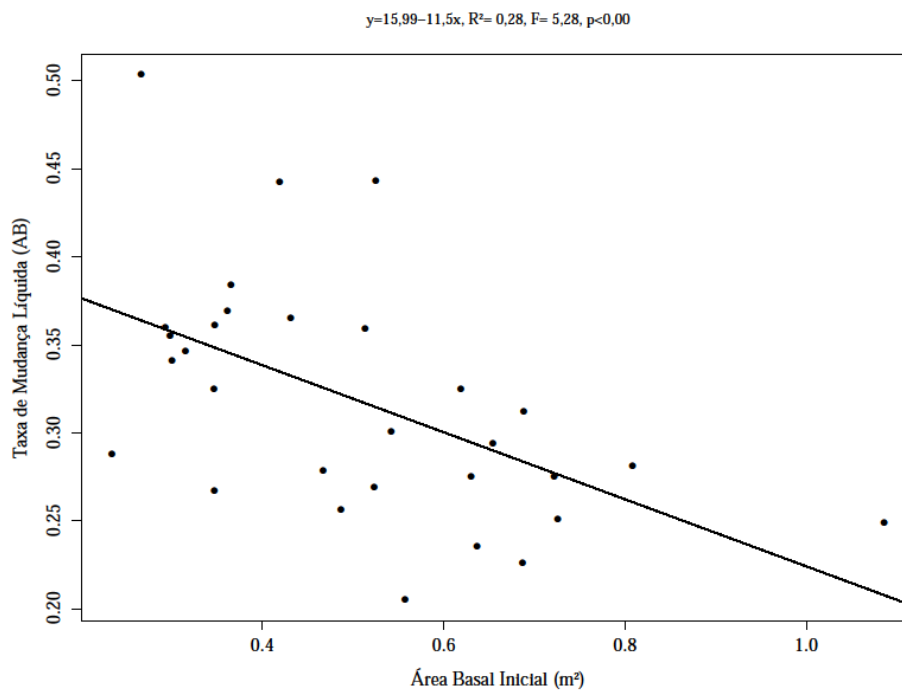


Gráfico 1 Relação entre a área basal inicial e a Taxa de Mudança Líquida (AB) em bordas naturais de Matas de Galeria no Alto Rio Grande, MG.

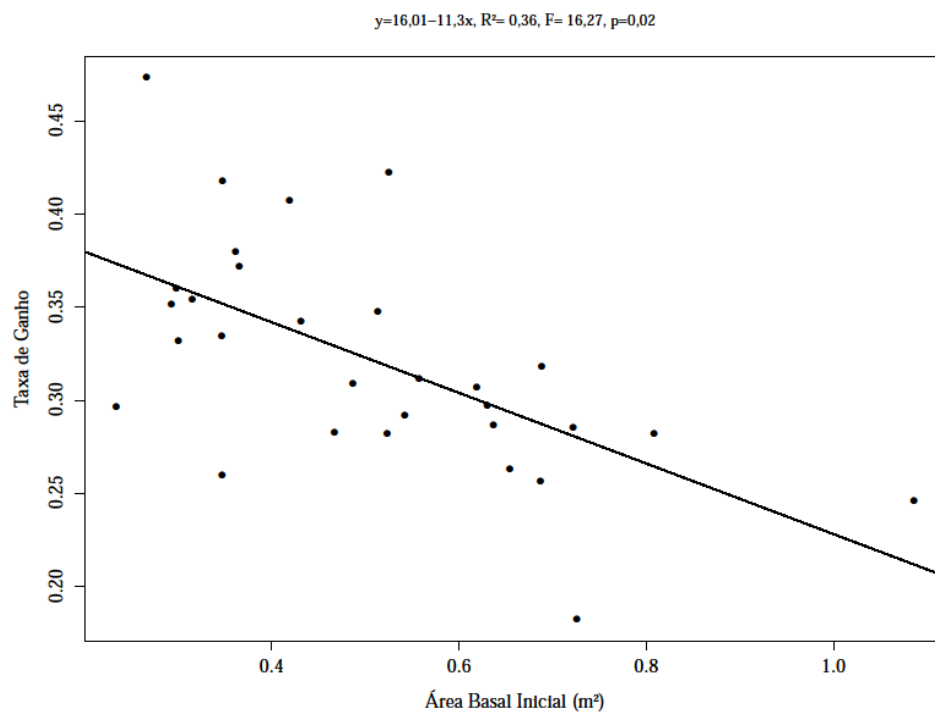


Gráfico 2 Relação entre a área basal inicial e a Taxa de Ganho em bordas naturais de matas de galeria no Alto Rio Grande, MG.

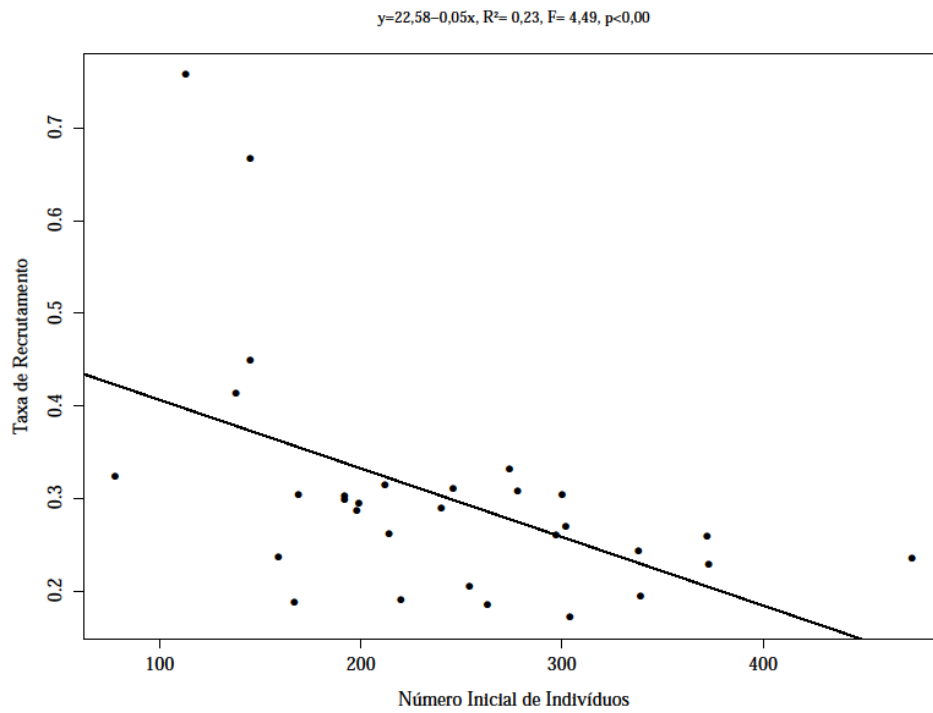


Gráfico 3 Relação entre o número inicial de indivíduos e a Taxa de Recrutamento em bordas naturais de matas de galeria no Alto Rio Grande, MG.

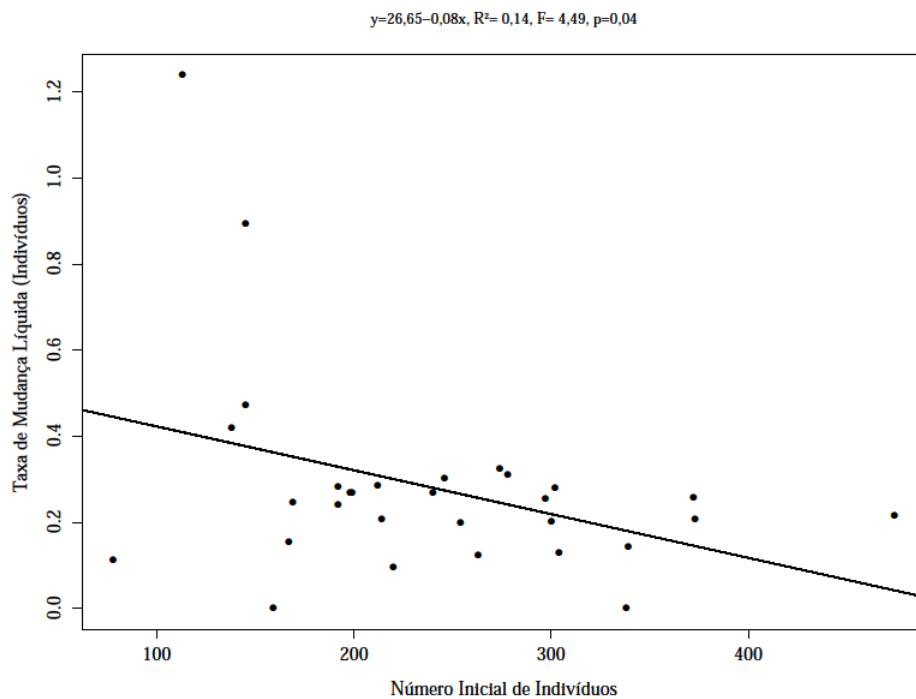


Gráfico 4 Relação entre o número inicial de indivíduos e a Taxa de Mudança Líquida (em relação ao número de indivíduos) em bordas naturais de Matas de Galeria no Alto Rio Grande, MG.

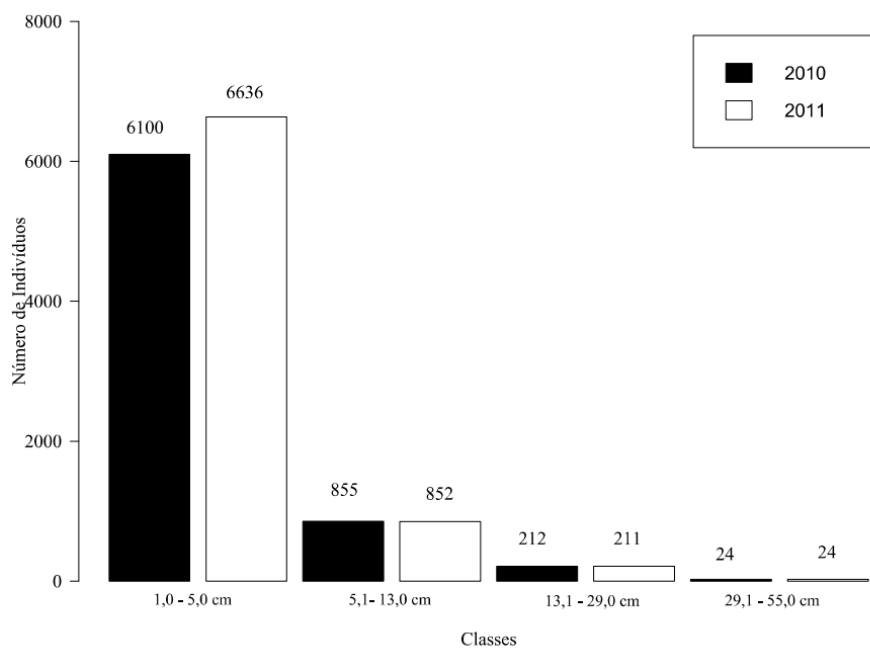


Gráfico 5 Distribuição por classe de diâmetro dos indivíduos arbustivos-arbóreos amostrados em 2010 e 2011 em bordas naturais de matas de galeria do Alto Rio Grande, MG.

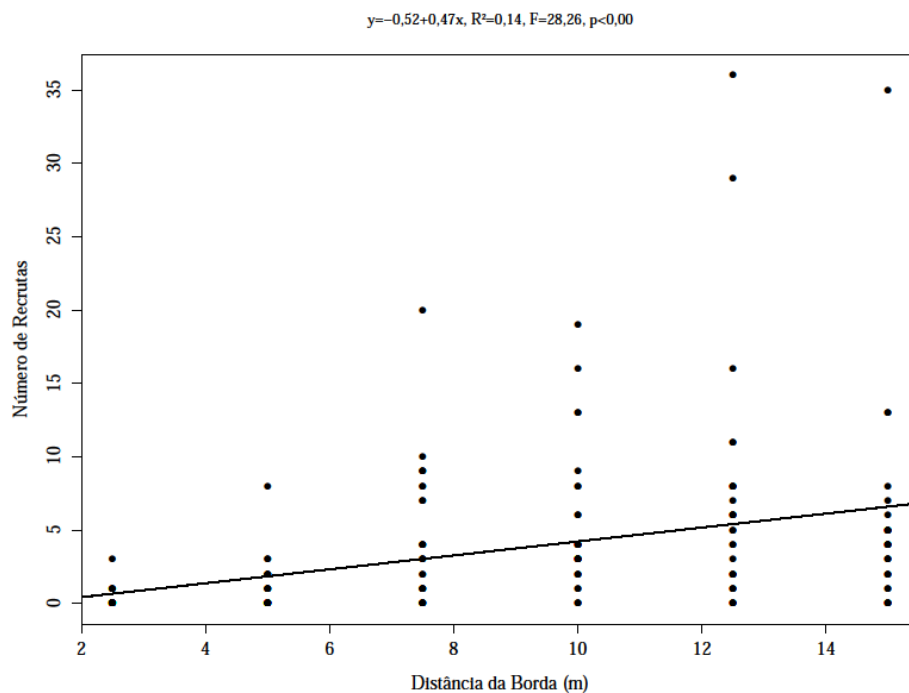


Gráfico 6 Teste de regressão linear entre o número de recrutas e a distância do limite superior da parcela em bordas naturais em matas de galeria na região do Alto Rio Grande. Acima do gráfico são apresentados: a equação de regressão linear, o coeficiente de determinação (R^2), valor do teste F e nível de significância (p).

Tabela 6 Dinâmica por classe diamétrica à altura do peito (DAP) do componente arbustivo-arbóreo de bordas naturais de matas de galeria no Alto Rio Grande, MG. As frequências esperadas (esp.) para o número de arbustos e árvores em 2011 e para o número de saídas e entradas por classe de DAS basearam-se na distribuição do número de arbustos e árvores por classe de DAS em 2010. Segue-se o teste de Poisson para o número de entradas (imigrantes mais recrutas) e saídas (emigrantes e mortos).

| Classes | 2010 | | 2011 | | Saídas | | Entradas | | Z | p |
|---------------------|-------------|-------------|--------|------------|--------|------------|----------|--------------|------------------|---|
| | | | esp. | | esp. | | esp. | | | |
| 1 ≥ 5 cm | 6100 | 6636 | 6551,3 | 314 | 320,7 | 861 | 782,1 | 15,96 | <0,001 | |
| 5,1 ≥ 13 cm | 855 | 852 | 918,3 | 53 | 44,9 | 52 | 109,6 | 0,10 | ns | |
| 13,1 ≥ 29 cm | 212 | 211 | 227,7 | 8 | 11,1 | 6 | 27,2 | 0,53 | ns | |
| 29,1 ≥ 55 cm | 24 | 24 | 25,8 | 3 | 1,3 | 3 | 3,1 | 0,00 | ns | |
| TOTAL | 7191 | 7721 | | 378 | | 922 | | 15,09 | <0,001 | |
| | | $\chi^2=$ | 0,76 | $\chi^2=$ | 4,86 | $\chi^2=$ | 54,75 | | | |
| | | p= | 0,86 | p= | 0,18 | p< | 0,001 | | | |

Tabela 7 Resultados do teste t para as comparações, em relação a porcentagem de umidade do solo, entre o campo e a mata em cada estação, e para as comparações entre as estações para cada setor.

| Setores | Estação | t | p |
|---------------------|----------------|------|-------|
| Campo x Mata | Seca | 3,63 | <0,00 |
| Campo x Mata | Chuvosa | 0,81 | ns |
| Campo | Seca x Chuvosa | 1,98 | 0,04 |
| Mata | Seca x Chuvosa | 0,83 | ns |

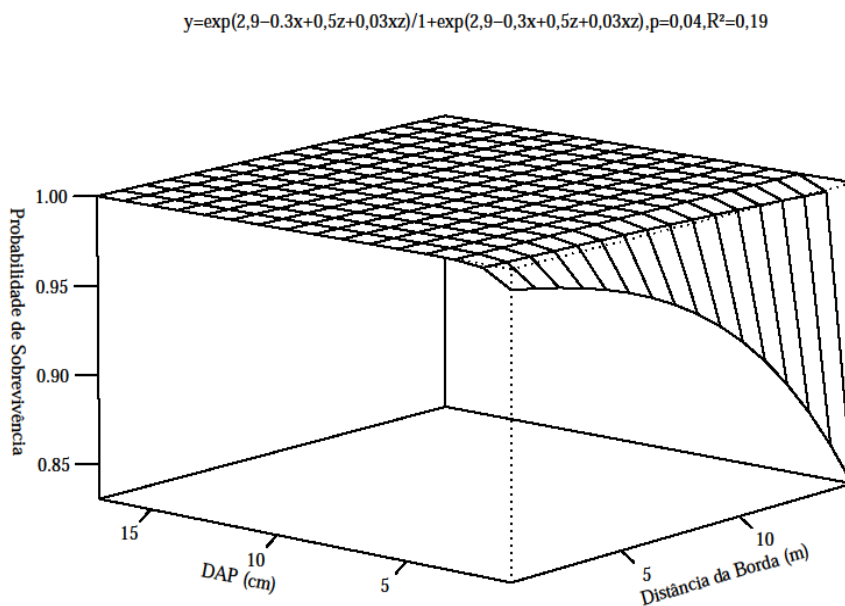


Gráfico 7 Probabilidade de sobrevivência para espécies pioneiras em relação ao DAP e a distância do limite superior da parcela em matas de galeria no Alto Rio Grande, MG. Acima do gráfico são apresentados: a equação do modelo, o coeficiente de determinação (R^2) e o nível de significância (p).

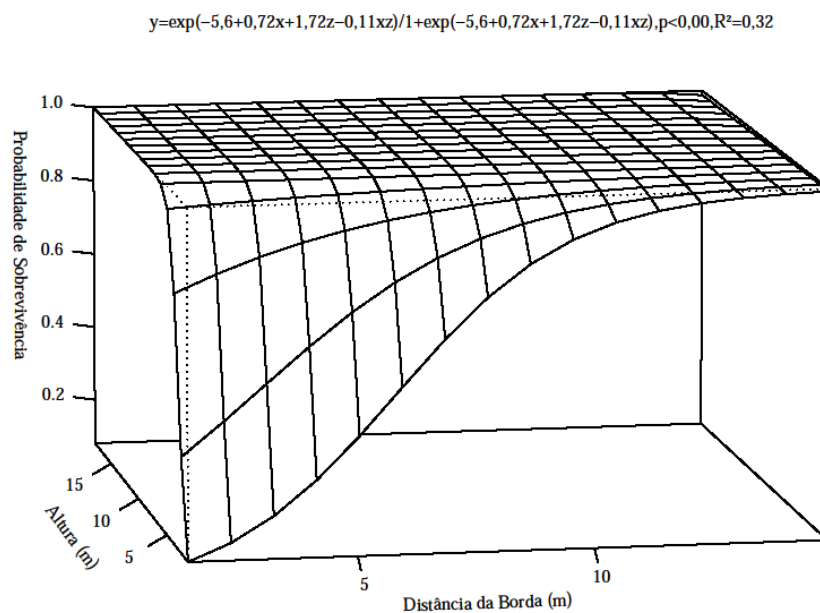


Gráfico 8 Probabilidade de sobrevivência para espécies clímax exigentes de luz em relação a altura e a distância do limite superior da parcela em matas de galeria no Alto Rio Grande, MG. Acima do gráfico são apresentados: a equação do modelo, o coeficiente de determinação (R^2) e o nível de significância (p).

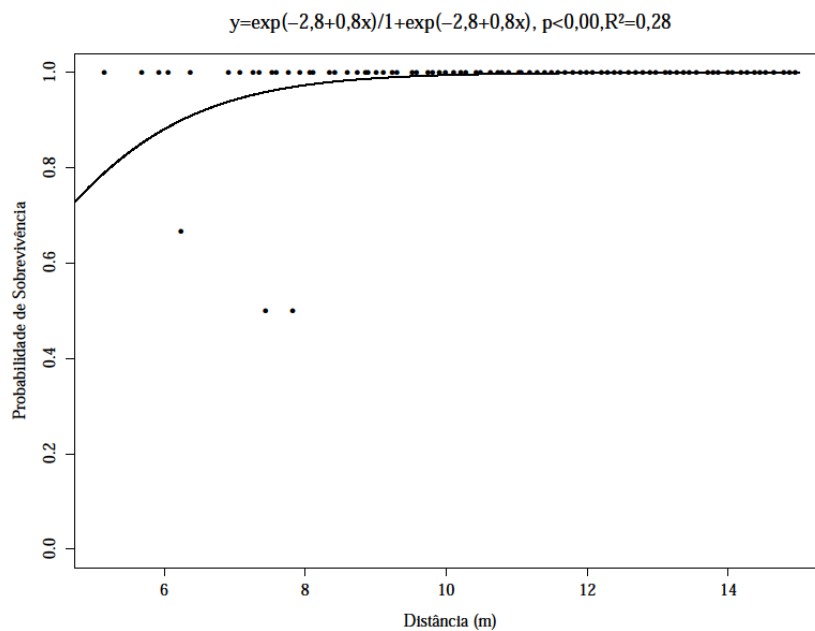


Gráfico 9 Probabilidade de sobrevivência para espécies clímax tolerantes ao sombreamento com o distanciamento da borda em matas de galeria no Alto Rio Grande, MG. Acima do gráfico são apresentados: a equação do modelo, o coeficiente de determinação (R^2) e o nível de significância (p).

5 DISCUSSÃO

Uma das inovações desse trabalho foi a escolha do critério de inclusão, o qual é inferior ao normalmente adotado. O grande número de indivíduos de pequeno porte amostrados é uma evidência da importância desse critério, o qual permitiu uma melhor representação da vegetação presente nas bordas naturais de matas de galeria. Além da melhor amostragem, o critério utilizado trouxe um maior conhecimento sobre a dinâmica de indivíduos de pequeno porte, e revelou uma dinâmica diferente da que era esperada. Uma das hipóteses desse trabalho era a ocorrência de altas taxas de dinâmica, porém essa não se mostrou verdadeira para a taxa de mortalidade, apenas para as taxas de recrutamento, mudança líquida e rotatividade.

As altas taxas de mudança líquida e de rotatividade em relação ao número de indivíduos devem-se ao grande recrutamento exibido durante o período e a menor mortalidade, em relação ao recrutamento. Apesar do grande número de recrutas, eles contribuíram pouco para o aumento de área basal (0,12 m²) comparado ao incremento demonstrado pelos sobreviventes (1,49 m²). Esse aumento em área basal através do incremento é um reflexo tanto da maior disponibilidade de luz nas bordas, o que permitira um maior crescimento, como também é um reflexo da maior concentração de espécies exigentes de luz, as quais possuem taxas aceleradas de crescimento (LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987). As taxas aceleradas de crescimento também influenciam na taxa de recrutamento, já que um crescimento acelerado leva a uma diminuição do tempo necessário para que as plantas atinjam o tamanho mínimo amostrado.

Uma explicação para a elevada taxa de recrutamento poderia ser a expansão das matas de galeria sobre os campos, sendo que há trabalhos, como o de Silva et al. (2008), que apontam para esse fenômeno. Apesar da alta taxa de

recrutamento, os resultados também demonstram que esse é significativamente menor no campo. O que já era esperado, pois as condições diferenciadas presentes no campo são uma barreira ao recrutamento das espécies lenhosas.

Nos campos limpos, uma maior quantidade de radiação solar atinge a superfície, aumentando sua temperatura. Todavia, a vegetação presente retém pouco calor, resultando em uma ampla variação térmica (MURCIA, 1995). Por outro lado, a maior complexidade estrutural das matas atua como um filtro, fazendo com que haja menor variação térmica e reduzindo a quantidade de radiação que alcança a superfície. Além disso, indivíduos presentes no campo ou na borda imediata estão sujeitos ao estresse causado pelas queimadas, que são comuns nos campos adjacentes, apesar de raramente adentrarem a mata (KELLMAN; MEAVE, 1997). Mas, como segundo Auken (2000), mesmo baixas taxas de estabelecimento são suficientes para preencher um campo de indivíduos arbóreos, pode ser que mesmo essas menores taxas de recrutamento no campo, em relação ao interior, permitam a expansão da mata. Porém, seria necessário um monitoramento em longo prazo dos limites entre essas formações para atestar essa provável expansão.

Segundo alguns autores, distúrbios localizados desencadeiam as fases iniciais de sucessão, geralmente caracterizados pela expansão tanto da biomassa, como da densidade de árvores (GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997). Assim, outra explicação para o alto recrutamento poderia ser o distúrbio causado pelo fogo nas bordas naturais. Após um distúrbio que leva ao aumento da mortalidade, pode ocorrer um desbalanceamento em favor do recrutamento, em um segundo momento, já que a mortalidade abriria espaço para o recrutamento (FELFILI, 1995a, 1995b). Dessa forma, as bordas passariam por fases em que as taxas mortalidade ou de recrutamento estariam maiores ou menores, conforme o tempo passado após o fogo. Considerando o longo tempo necessário para recuperação de uma área

após uma queimada, comparativamente, a mortalidade ocorre logo após o evento. Assim, há uma rápida redução do número de indivíduos seguido de um longo tempo de aumento em número. Conseqüentemente, em uma amostragem casual, a chance de se observar um balanço positivo entre as taxas de mortalidade e recrutamento (taxa de mudança positiva) é maior do que a chance de observar-se um balanço negativo (taxa de mudança negativa).

Outra explicação seria as flutuações cíclicas das taxas de mortalidade e recrutamento. Os autores Felfili (1995) e Pinto e Hay (2005) afirmam que a dinâmica das comunidades vegetais é regulada por flutuações cíclicas, apresentando períodos de alta mortalidade com outros de alto recrutamento de forma alternada, mantendo a estrutura e composição da comunidade aparentemente estável. Esta possibilidade não pode ser descartada e o pequeno intervalo entre os inventários acentua a chance de ter captado apenas uma parte destes possíveis ciclos, já que segundo Cabral (1999), o desequilíbrio entre mortalidade e recrutamento pode ser comum em áreas com medições realizadas em curtos intervalos de tempo.

No entanto, com exceção da Área 7, todas as áreas apresentaram taxas de recrutamento maior que as de mortalidade. É importante ressaltar que a amostragem total abrange dez áreas, sendo que essas estão localizadas a distâncias variadas entre si, cada uma delas apresentando um histórico diferenciado, inclusive em relação ao regime de queimadas. Mesmo que a diferença entre mortalidade e recrutamento fosse um resultado de flutuações cíclicas ou do curto intervalo de tempo entre as medições, o histórico diferenciado das áreas deveria levar também a resultados diferenciados. Dessa forma, uma explicação para as maiores taxas de recrutamento baseada em flutuações cíclicas como proposto por Felfili (1995) e Pinto e Hay (2005) só seria válida se as flutuações fossem governadas por alguma variável que atuasse em uma escala superior a distribuição das áreas desse estudo, de forma que estas

fossem atingidas de forma similar. Segundo Silva et al. (1998), mudanças climáticas após o último período glacial levaram a uma expansão das matas de galeria, e que essas ainda estariam se expandindo. Esta hipótese de uma expansão global das matas de galeria poderia justificar as maiores taxas de recrutamento ocorrentes na região, que poderiam ser assim um indicativo da expansão da floresta sobre o campo.

Contudo, para a verificação da validade dessas explicações é necessária a extensão do período de investigação, de forma a repetir os inventários anuais durante um período longo de tempo visando o acompanhamento da variação temporal das taxas de mortalidade e recrutamento ao longo do tempo e em relação ao fogo, além de acompanhamentos de possíveis mudanças na composição florística e na estrutura da comunidade.

As regressões entre o número inicial de indivíduos e as taxas de dinâmica foram significativas apenas para a mudança líquida no número de indivíduos e na taxa de recrutamento. Quanto maior o número de indivíduos menor a taxa de mudança e menor o recrutamento. O mesmo parece ocorrer em relação à área basal, já que quanto maior a área basal inicial menor a mudança na área basal, o que também pode ser consequência da menor taxa de ganho. Essas relações negativas podem ser relacionadas ao aumento da competição entre plantas (BERG, 2001), já que vários autores demonstraram em seus trabalhos que a competição limita o incremento em área basal (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1992; NIKLAS, 1994). As taxas de ganho de área basal não são independentes das taxas de recrutamento, já que a redução no crescimento das plantas devido à competição também reduziria o recrutamento para o tamanho mínimo de plantas amostrado.

Muito se tem discutido sobre os limites das bordas das matas de galeria, sendo que explicações passam por fatores como os nutrientes e a umidade presentes no solo. No entanto, em um estudo conduzido por Berg e Oliveira-

Filho (1999) demonstrou que a diferença nos nutrientes presentes no solo da mata e da borda não seria suficiente para explicar os seus limites. Porém, os autores sugerem que a umidade pode ser um dos fatores ligados à transição, o que é condizente com os resultados encontrados no presente estudo, já que campo e mata demonstraram diferir significativamente em relação à umidade do solo. No entanto, essa diferença foi significativa apenas para a estação seca, não havendo assim diferenças significativas entre eles na estação úmida. Já a mata não apresentou diferenças quanto à porcentagem de umidade entre as estações.

A variação da umidade entre as estações no campo é um fator de estresse para as plantas. O déficit hídrico sazonal exerce um efeito mais pronunciado nas plântulas e indivíduos jovens, cujos sistemas radiculares ficariam mais expostos à escassez de água nas camadas superficiais do solo, característico da época seca. Uma menor umidade no campo é um fator limitante não apenas devido ao estresse infligido aos indivíduos, mas também devido à competição direta das gramíneas, o que afeta principalmente as plântulas e os juvenis (SCHOLES; ARCHER, 1997). Essas parecem explorar melhor o recurso água quando suas raízes estão na mesma região do solo que as espécies lenhosas. Nessas condições, a menor umidade no campo durante a estação seca é uma grande barreira ao estabelecimento e crescimento das espécies arbóreas. O que parece não ocorrer na mata, já que não houve diferenças na umidade entre as estações, o que também justifica o maior recrutamento com o distanciamento da borda.

Apesar de os efeitos de borda serem tratados como tendo efeitos prejudiciais as populações (MURCIA, 1995), as espécies parecem não responder da mesma maneira as condições presentes na borda. Em fragmentos antrópicos recém - criados, a mortalidade presente na borda é tida como a principal causa de mudanças na composição das espécies (LAURANCE et al., 2006). Entretanto, os efeitos de borda em fragmentos recentes parecem afetar de forma

diferenciada as espécies de acordo com suas exigências ecológicas; sendo que há um declínio de espécies tolerantes ao sombreamento, enquanto espécies exigentes de luz são favorecidas (LAURANCE et al., 2006; PÜTZ et al., 2011).

Em bordas naturais e, portanto antigas, os efeitos causados pela transição abrupta entre esses dois ecossistemas também afeta de forma diferenciada as espécies de acordo com suas exigências ecológicas. Os resultados encontrados para os grupos analisados, pioneiras, clímax exigentes de luz e climas tolerantes ao sombreamento, para a probabilidade de sobrevivência demonstram um comportamento oposto. Enquanto espécies pioneiras possuem uma maior probabilidade de sobrevivência perto da borda, clímax possuem uma maior sobrevivência quanto mais distante da borda.

O tamanho da planta também afeta a sobrevivência de forma diferenciada os grupos funcionais. Enquanto a altura não interfere na sobrevivência das espécies pioneiras e clímax tolerante à sombra, essa tem influência sobre a sobrevivência de espécies clímax exigentes de luz. Já a sobrevivência das pioneiras sofre influência do DAP, enquanto as clímax tolerantes a sombra tem sua sobrevivência afetada apenas pela distância da borda, independente do tamanho da planta.

Esses resultados são provavelmente um reflexo da forma como a luz distribui-se através da borda. Sabe-se que as bordas em matas de galeria possuem uma maior incidência de luz, sendo que a abertura do dossel é maior em direção a borda (BERG; SANTOS, 2003). Além da entrada vertical de luz, há uma entrada lateral, sendo que espécies pioneiras beneficiam-se dessa maior entrada, já que essas espécies pioneiras não se desenvolvem sob o dossel da floresta, devido à sua ecofisiologia, necessitando de clareiras ou aberturas no dossel para seu desenvolvimento (WHITMORE, 1989).

A variação da sobrevivência das espécies pioneiras com o distanciamento da borda restringe-se aos indivíduos de pequeno porte, sendo que

os de maior porte são praticamente indiferentes à sua posição em relação ao limite da borda. O aumento da mortalidade de indivíduos pequenos de espécies pioneiras com a penetração na floresta é o padrão esperado, diante da elevada demanda de luz destas espécies e a acentuada mudança nas condições luminosas (aumento do sombreamento) nos primeiros metros da borda. Obviamente, os indivíduos pequenos sofrem muito mais com estas mudanças do que os adultos. Assim, para as espécies pioneiras a luz parece ser o fator mais importante em sua sobrevivência, a despeito dos distúrbios ocorrentes na borda. Segundo Ribeiro et al. (2005), espécies que necessitam de elevada incidência luminosa para desenvolver-se podem ter seu desenvolvimento prejudicado quando estão sombreadas, o que pode levá-las a morte.

Além das condições diferenciadas de luz na borda imediata, há as diferenças microclimáticas, como menor umidade e maior variabilidade térmica, e as espécies clímax parecem ser mais sensíveis a essas condições do que as espécies pioneiras, já que possuem uma maior probabilidade de sobrevivência quanto mais distantes da borda. Todavia, enquanto a altura tem um efeito significativo na sobrevivência das espécies clímax exigentes de luz, as clímax tolerantes a sombra não tem sua sobrevivência afetada pelo tamanho, seja em altura ou em diâmetro.

Os indivíduos de menor tamanho das espécies clímax exigentes de luz possuem uma menor sobrevivência próximo à borda, enquanto que indivíduos de maior tamanho não parecem ter sua sobrevivência afetada pela distância. Os fatores de estresse presentes na borda, como menor umidade e eventuais incêndios, afetam de forma mais intensa os indivíduos de menor tamanho, porém uma vez estabelecidos, indivíduos de maior porte parecem não ser tão afetados pelos distúrbios da borda (BOND, 2008).

Para as espécies tolerantes ao sombreamento, a distância é o elemento principal em sua sobrevivência, já que são espécies que geralmente apresentam

pequenas alturas, de forma que o tamanho não foi um fator preponderante em sua sobrevivência.

Tais resultados apontam que mesmo em uma escala muito reduzida, como no caso dos 10 m estudados para as presentes bordas, populações podem apresentar comportamentos bastante diferenciados, de acordo com seus respectivos grupos funcionais, transformando e sendo transformados pela comunidades de bordas onde estão inseridos.

6 CONCLUSÃO

Tendo em vista o critério de inclusão adotado nesse trabalho, e a composição das espécies presentes nas bordas naturais, eram esperadas altas taxas de dinâmica. No entanto, essa hipótese só se confirmou para as taxas de recrutamento. Houve uma entrada significativa de indivíduos na amostragem de um ano para o outro, sem que houvesse uma mortalidade na mesma proporção, o que pode ser resultado das altas taxas de crescimento, de uma possível expansão das bordas ou de flutuações cíclicas das taxas. Os resultados também apontam que as condições presentes no campo, como menor umidade, maior abundância de luz, entre outros, afetam negativamente o recrutamento das espécies ali presentes. No entanto, em relação à mortalidade as espécies parecem reagir de forma diferenciada aos efeitos de borda, já que espécies pioneiras possuem uma menor mortalidade na borda, enquanto espécies clímax respondem de forma oposta.

REFERÊNCIAS

- AMARASEKARE, P. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, n. 13, p. 1109-1122, Dec. 2003.
- ASNER, G. P. et al. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, Washington, v. 310, n. 5747, p. 480-482, Oct. 2005.
- AUKEN, O. van. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 3, n. 1, p. 197-215, Nov. 2000.
- BATTILANI, J. L.; SCREMIN-DIAS, E.; SOUZA, A. L. T. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 597-608, jul. 2005.
- 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, 2001.
- BERG, E. van den; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 231-253, set. 2000.
- _____. Spatial partitioning among tree species within an área of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora**, London, v. 194, n. 3, p. 249-266, July 1999.
- BERG, E. van den; SANTOS, F. A. M. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Ciência Floresta**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 83-98, dez. 2004.
- BOND, W. J. What limits trees in C₄ grasslands and savannas? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 39, n. 1, p. 641-659, Dec. 2008.
- BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global 'herbivore': the ecology and

evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 7, p. 387-394, July 2005.

BROOKS, T. M. et al. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 4, p. 909-923, Aug. 2002.

BUOSI, D.; FELFILI, J. M. Florística e fitossociologia da mata de galeria na Fazenda Nova Hastinapura, na APA São Bartolomeu, Distrito Federal. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, Brasília, v. 14, n. 1, p. 36-48, jan. 2004.

BURROWS, W. H.; COMPTON, J. F.; HOFFMANN, M. B. Vegetation thickening and carbon sinks in the grazed woodlands of north-east Australia. In: AUSTRALIAN FOREST GROWERS CONFERENCE, 1., 1998, Lismore. **Proceedings...** Lismore: AFG, 1998. p. 305-316.

CABRAL, V. A. R. **Dinâmica de um fragmento de mata ciliar do Rio Grande em Bom Sucesso, Minas Gerais**. 1999. 79 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

CAMARGO, J. L. C. **Variation in soil moisture and air vapor pressure deficit relative to tropical rain forest edges near Manaus, Brazil**. 1993. 112 f. Dissertation (Master in Ecology) - University of Cambridge, Cambridge, 1993.

CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 31, n. 1, p. 343-366, Nov. 2000.

COELHO, G. A. O. **Padrões florísticos e estruturais da comunidade arbustivo-arbórea de bordas naturais em matas de galeria no Alto Rio Grande, Lavras**. 2011. 161 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

COLLINGHAM, Y. C.; HUNTLEY, B. Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 10, n.1, p. 131-144, Feb. 2000.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, B. Short-term dynamics of a Neotropical forest: change within limits. **Bioscience**, Washingtton, v. 42, n. 11, p. 822-828, Dec. 1992.

COOKE, R. Human settlement of central America and northernmost South America: 14,000-8000 BP. **Quaternary Internacional**, London, v. 49, n. 50, p. 177-190, Oct. 1998.

COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado: I., a temperatura do solo durante as queimadas. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 93-97, maio 1978.

_____. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the Tropical Biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 82-105.

DAUBENMIRE, R. **Plant communities: a textbook of plant synecology**. New York: Harper & Row, 1968. 300 p.

DIETZSCH, L. et al. Caracterização da flora arbórea de dois fragmentos de mata de galeria no Parque Canjerana, DF. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 3, p. 201-210, jul./set. 2006.

DUSSART, E.; LERNER, P.; PEINETTI, R. Long-term dynamics of two populations of *Prosopis caldenia* Burkart. **Journal of Range Management**, Denver, v. 5, n. 6, p. 685-691, Nov. 1998.

EHLERINGER, J. R.; MONSON, R. K. Evolutionary and ecological aspects of photosynthetic pathway variation. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 24, n. 1, p. 411-439, Nov. 1993.

EIDT, R. C. The climatology of South America. In: FITTKAU, E. J. et al. (Ed.). **Biogeography and ecology in South America**. The Hague: W. Junk, 1968. p. 499-516.

EITEN, G. The Cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, New York, v. 38, n. 2, p. 205-341, Apr. 1972.

_____. Vegetation of Brasília. **Phytocoenologia**, Berlin, v. 12, n. 2, p. 271-292, Apr. 1984.

FELFILI, J. M. Determinação de padrões de distribuição de espécies em uma mata de galeria no Brasil Central com a utilização de técnicas de análise multivariada. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, Brasília, v. 2, n. 1, p. 35-48, jan. 1998.

_____. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and its main species in central Brazil over a six year period 1985-1991. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 155-162, dez. 1997a.

_____. Diversity of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 91, n. 3, p. 235-245, Apr. 1997b.

_____. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 117, n. 1, p. 1-15, Mar. 1995a.

_____. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 1-11, jan. 1994.

_____. Growth, recruitment and mortality in the 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, July 1995b.

FELFILI, J. M. et al. Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Água Boa, MT. **Acta Botanica Brasílica**, Porto Alegre, v. 16, n. 1, p. 103-112, jan. 2002.

FERNANDES, F. A. B. **Dinâmica da comunidade arbórea em floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil, em um intervalo de 10 anos: 1994 - 2004**. 2008. 89 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

FERNANDEZ-ILLESAS, C. P.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Hydrologically driven hierarchical competition-colonization models: the impact of interannual climate fluctuations. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 73, n. 2, p. 207-222, May 2003.

FERREIRA, L. V.; LAURANCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. **Conservation Biology**, Boston, v. 11, n. 3, p. 797-801, Feb. 1997.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, n. 5734, p. 570-574, July 2005.

FROST, P. H. G.; ROBERTSON, F. The ecological effects of fire in savannas. In: WALKER, B. H. (Ed.). **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford: IRL, 1987. p. 129-141.

FURLEY, P. A. Edaphic changes at the forest-savanna boundary with particular reference to the neotropics. In: FURLEY, P. A.; PROCTOR, J.; RATTER, J. A. (Ed.). **Nature and dynamics of Forest-Savanna Boundaries**. London: Chapman & Hall, 1992. p. 99-115.

GIAROLLA, N. F. B. **Solos da região sob influência do reservatório da hidrelétrica de Itutinga/Camargos, MG: perspectiva ambiental**. Lavras: UFLA, 1997. 101 p.

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

GUEDES, D. M. **Resistência das árvores do cerrado ao fogo: papel da casca como isolante térmico**. 1993. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 1993.

GUIMARÃES, J. C. C. et al. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 621-632, out./dez. 2008.

HAMMEN, T. van den. The palaeoecology and palaeogeography of savannas. In: BOURLIERE, F. (Ed.). **Tropical Savannas**. Amsterdam: Elsevier, 1983. p. 19-35.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 768-782, June 2005.

HARRELL, J. R.; FRANK, E. **Regression modeling strategies: R package**. Version 3.4-0. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=rms>>. Acesso em: 2 jan. 2012.

HIGGINS, S. I.; BOND, W. J.; TROLLOPE, W. S. W. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 88, n. 2, p. 213-229, Apr. 2000.

HIGUCHI, P. et al. 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.

HOFFMANN, W. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, n. 3, p. 422-433, June 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. 1 mapa. Escala 1:5.000.000.

JELTSCH, F.; WEBER, G. E.; GRIMM, V. Ecological buffering mechanisms in savannas: a unifying theory of long-term tree-grass coexistence. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 150, n. 1, p. 161-171, Oct. 2000.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 5, n. 2, p. 173-185, May 1989.

KELLMAN, M.; MEAVE, J. Fire in the tropical gallery forest of Belize. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 23-24, Jan. 1997.

KLEIN, R. M. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper Quaternary climatic changes in the floristic distribution. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v. 33, n. 1, p. 67-88, jan. 1975.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 5, n. 1, p. 77-86, Feb. 1994.

LAURANCE, W. F. Hyperdynamism in fragmented habitats. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 13, n. 4, p. 595-602, Aug. 2002.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. Tropical Forest Remnants. In: _____. **Ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: Cambridge University, 1997. p. 583-616.

LAURANCE, W. F. et al. Conservation rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, London, v. 404, n. 6780, p. 836, Apr. 2000.

_____. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 3, p. 605-618, May 2002.

_____. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, Copenhagen, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, Sept. 1998.

_____. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, Copenhagen, v. 87, n. 2, p. 469-482, Feb. 2006.

_____. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, Copenhagen, v. 82, n. 1, p. 105-116, Jan. 2001.

LAURANCE, W. F.; PERES, C. A. **Emerging threats to Tropical Forests**. Chicago: University of Chicago, 2006. 563 p.

LEDRU, M. P. Late quaternary environmental and climatic changes in central Brazil. **Quaternary Research**, Washington, v. 39, n. 1, p. 90-98, Jan. 1993.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica: 1969-1982. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 4, p. 347-358, Nov. 1987.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP/FAPESP, 2000. p. 33-44.

LINDENMAYER, D.; FISCHER, J. **Habitat fragmentation and landscape change**. Washington: Island, 2006. 328 p.

_____. Tackling the habitat fragmentation pantheon. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 22, n. 3, p. 127-132, Dec. 2007.

LOPES, S. F.; SCHIAVINI, I. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 21, n. 2, p. 249-261, jun. 2007.

LOVEJOY, T. E. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation, the science of scarcity and diversity**. Massachusetts: Sinauer Associates, 1986. p. 257-285.

MALCOLM, J. R. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology**, Copenhagen, v. 75, n. 8, p. 2438-2445, Dec. 1994.

MANTOVANI, W. et al. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1., 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 235-267.

MARIMON, B. S. et al. Padrões de distribuição de espécies na mata de galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, em relação a fatores ambientais. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, Brasília, v. 12, n. 1, p. 84-100, jan. 2003.

MARIMON, B. S.; FELFILI, J. M.; LIMA, E. S. Floristic and phytosociology of the gallery forest of the Bacaba stream, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 59, n. 2, p. 303-318, June 2002.

MATLACK, G. R. Microenvironmental variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**, Essex, v. 66, n. 3, p. 113-123, Mar. 1993.

_____. Vegetation dynamics of the forest edge-trends in space and successional time. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 82, n. 1, p. 113-122, Mar. 1994.

MEAVE, J. et al. Riparian habitats as tropical forests refugia. **Global Ecology and Biogeography Letter**, Oxford, v. 1, n. 3, p. 69-76, May 1991.

MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 132, n. 1, p. 50-60, May 2006.

MENDIBURU, F. **Agricolae**: statistical procedures for agricultural research: R package. Version 1.0-9. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=agricolae>>. Acesso em: 2 jan. 2012.

MESQUITA, R. C. G.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, W. F. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2, p. 129-134, Oct. 1999.

MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University, 2002. p. 51-68.

MIYANISHI, K.; KELLMAN, M. The role of fire in the recruitment of two neotropical savanna shrubs, *Miconia albicans* and *Clidemia sericea*. **Biotropica**, Washington, v. 18, n. 3, p. 224-230, Sept. 1986.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 10, n. 2, p. 58-62, Feb. 1995.

NEVE, G. et al. Gene flow rise with habitat fragmentation in the bog fritillary butterfly (Lepidoptera: Nymphalidae). **BMC Evolutionary Biology**, London, v. 8, n. 84, p. 1-10, Mar. 2008.

NIKLAS, K. J. **Plant allometry**. Chicago: University of Chicago, 1994. 361 p.

NUNES, Y. R. F. et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 17, n. 2, p. 213-229, abr./jun. 2003.

OLIVEIRA, A. P.; FELFILI, J. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos: 1985-2004. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 597-610, out./dez. 2008.

OLIVEIRA, E. C. L.; FELFILI, J. M. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 4, n. 19, p. 801-811, out./dez. 2005.

OLIVEIRA, M. C.; FELFILI, J. M. Dinâmica da regeneração natural em mata de galeria perturbada, na Fazenda Água Limpa, DF, em um período de 24 anos. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, Brasília, v. 18, n. 1, p. 65-74, jan. 2006.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. 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.

_____. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 113, n. 2, p. 99-124, Aug. 1994a.

_____. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 4, p. 483-508, Nov. 1994b.

_____. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 67-85, jan. 1994c.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of the 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**, Dordrecht, v. 131, n. 1, p. 45-66, July 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário Tardio. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, R. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**: São Paulo: EDUSP, 2000. p. 73-89.

_____. Study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 52, n. 2, p. 141-194, July 1995.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A.; SHEPHERD, G. J. Floristic composition and community structure of a Central Brazilian gallery forest. **Flora**, London, v. 184, n. 2, p. 103-117, 1990.

PALMER, A. R.; ROOYEN, A. F. van. Detecting vegetation change in the southern Kalahari using Landsat TM data. **Journal of Arid Environment**, London, v. 39, n. 2, p. 143-153, June 1998.

PEREIRA, I. M. et al. Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambientes de mata ciliar, como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 2, p. 235-253, abr./jun. 2010.

PINTO, J. R. R.; HAY, J. D. V. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 523-539, jul. 2005.

PINTO, J. R. R.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Perfil florístico da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 53-67, abr. 1999.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo da vegetação como subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 5, p. 775-794, set./out. 2005.

PROUS, A. **Arqueologia brasileira**. Brasília: UnB, 1992. 613 p.

PÜTZ, J. S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, June 2011.

RAWITSCHER, F.; RACHID, M. Troncos subterrâneos de plantas brasileiras. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 4, p. 261-280, nov. 1946.

REDFORD, K. H.; FONSECA, G. A. B. The role of gallery forest in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. **Biotropica**, Washington, v. 18, n. 2, p. 126-135, Mar. 1986.

REIS, A. C. S. Climatologia dos cerrados. In: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO, 3., 1971, São Paulo. **Anais...** São Paulo: EDUSP, 1971. p. 15-26.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As matas de galeria no contexto do bioma Cerrado. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA-SILVA, J. C. (Ed.). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Brasília: EMBRAPA Cerrados, 2001. p. 29-47.

RIBEIRO, R. V. et al. Photosynthetic responses of tropical tree species from different successional groups under contrasting irradiance conditions. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 1, p. 149-161, jan. 2005.

RIES, L. et al. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 35, n. 1, p. 491-522, Dec. 2004.

RODRIGUES, R. R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP/FAPESP, 2000. p. 91-99.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP/FAPESP, 2000. p. 45-71.

SALA, O. E. et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, Washington, v. 287, n. 5459, p. 1770-1774, Mar. 2000.

SANKARAN, M.; RATNAM, J.; HANAN, N. P. Tree-grass coexistence in savannas revisited: insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. **Ecology Letters**, Oxford, v. 7, n. 6, p. 480-490, Apr. 2004.

SANTIAGO, J.; SILVA JÚNIOR, M. C.; LIMA, L. C. Fitossociologia da regeneração arbórea na mata de galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 67, p. 64-77, abr. 2005.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, n. 1, p. 18-32, Mar. 1991.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-grass interactions in savannas. **Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 28, n. 1, p. 517-544, Jan. 1997.

SCHOLES, R. J.; WALKER, B. H. **An African Savanna: synthesis of the nyilsvey study**. Cambridge: Cambridge University, 1993. 320 p.

SCHWARTZ, D. et al. Present dynamics of the savanna-forest boundary in the Congolese Mayombe: a pedological, botanical and isotopic (¹³C and ¹⁴C) study. **Oecologia**, Berlin, v. 10, n. 6, p. 516-524, 1996.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, n. 6, p. 765-800, Nov. 2000.

SILVA, L. C. R. et al. Expansion of gallery forests into central Brazilian savannas. **Global Change Biology**, Oxford, v. 14, n. 9, p. 2108-2118, May 2008.

SILVA JÚNIOR, M. C. et al. Análise da flora arbórea de Matas de Galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.;

SOUSA-SILVA, J. C. (Ed.). **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2001. p. 142-191.

_____. Análise florística das matas de galeria do Distrito Federal. In: RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: matas de galeria**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 51-84.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. 3rd ed. New York: Freeman, 1995. 937 p.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 75, n. 1/2, p. 81-86, May 1988.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; DIAS, A. D. S. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 57, n. 1, p. 47-60, fev. 1997.

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology**, Tempe, v. 71, n. 2, p. 437-449, Apr. 1990.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991. 123 p.

WALKER, B. H.; NOY-MEIR, I. Aspects of stability and resilience of savanna ecosystems. In: WALKER, B. J.; HUNTLEY, B. H. (Ed.). **Ecology of Tropical Savannas**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. p. 556-590.

WALTER, H. **Ecology of tropical and subtropical vegetation**. Edinburgh: Oliverand Boyd, 1971. 688 p.

WERNECK, M.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 174, n. 2, p. 337-346, June 2004.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and two major groups of forest tree species. **Ecology**, Tempe, v. 70, n. 3, p. 536-538, June 1989.

WHITTAKER, R. H. **Communities and ecosystems**. 2nd ed. New York: Macmillan, 1975. 352 p.

WIJK, M. T. van; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Tree-grass competition in space and time: insights from a simple cellular automata model based on ecohydrological dynamics. **Water Resources**, New York, v. 38, n. 18, p. 11-18, Sept. 2002.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. 929 p.