



**PAOLA FERREIRA SANTOS**

**ECOLOGIA COMPORTAMENTAL DE  
*Calyptranthes clusiifolia* O. BERG. (MYRTACEAE)  
EM UM FRAGMENTO NATURAL DE  
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL  
ALTOMONTANA SITUADA NA BACIA DO  
ALTO RIO GRANDE**

**LAVRAS - MG**

**2014**

**PAOLA FERREIRA SANTOS**

**ECOLOGIA COMPORTAMENTAL DE *Calypttranthes clusiifolia* O.  
BERG. (MYRTACEAE) EM UM FRAGMENTO NATURAL DE  
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL ALTOMONTANA  
SITUADA NA BACIA DO ALTO RIO GRANDE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Ary Teixeira de Oliveira Filho

**LAVRAS - MG**

**2014**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e  
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Santos, Paola Ferreira.

Ecologia comportamental de *Calyptranthes clusiifolia* o. Berg.  
(Myrtaceae) em uma área naturalmente fragmentada de Floresta  
Estacional Semidecidual Altomontana situada na serra de Carrancas,  
sul de Minas Gerais / Paola Ferreira Santos. – Lavras : UFLA, 2014.  
46 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.  
Orientador: Ary Teixeira de Oliveira Filho.  
Bibliografia.

1. Dinâmica. 2. População. 3. Carrancas. 4. Classe de tamanho.  
I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 634.9

**PAOLA FERREIRA SANTOS**

**ECOLOGIA COMPORTAMENTAL DE *Calypttranthes clusiifolia* O.  
BERG. (MYRTACEAE) EM UM FRAGMENTO NATURAL DE  
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL ALTOMONTANA  
SITUADA NA BACIA DO ALTO RIO GRANDE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 11 de fevereiro de 2014.

Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho UFLA

Dr. Luciana Botezelli UNIFAL

Dr. Ary Teixeira de Oliveira Filho  
Orientador

**LAVRAS - MG**

**2014**

*A Maria de Fatima Ferreira Paz, minha mãe (in memoriam) por ser um exemplo  
a ser seguido.*

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais, pela a oportunidade cedida para a realização do mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela a concessão da bolsa de estudos.

Ao Professor Dr. Ary Teixeira de Oliveira Filho, pela paciência, orientação, e ensinamentos que foram de grande importância para a concretização deste trabalho e meu desenvolvimento profissional.

Aos Professores Dr. Rubens Manoel dos Santos e Dr. Paulo Oswaldo Garcia, pela paciência e pela ajuda dada na elaboração deste trabalho.

Aos Professores Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho e Dr. Marco Aurélio Leite Fontes, pelos conhecimentos repassados nas aulas.

A minha família, por ser minha fonte de motivação (Paim, Dag, Ru, Maria Sofia, Rubens, Amaioua e Cereus).

Aos amigos do Laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade-CONFLOA, pela colaboração na coleta de dados.

Ao José Ronaldo Monteiro Ferreira, proprietário da área, pela boa receptividade.

Aos membros da banca Professora Dr.<sup>a</sup> Luciana Botzelli e ao Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho, pela boa vontade e disponibilidade de participarem da banca.

“A natureza é o único livro que oferece um conteúdo valioso em todas as suas folhas.”

*Johann Goethe*

## RESUMO

Com o intuito de compreender melhor a dinâmica dos parâmetros estruturais de uma população de *Calyptranthes clusiifolia* O.Berg. existente em uma área naturalmente fragmentada, em 2010 foi alocado um transecto de 30 m de largura e 150 m de comprimento (borda a borda). Todos os indivíduos vivos de *C. clusiifolia* na fase de plântula e adulto foram mensurados. Em 2011, houve a primeira remensuração dos sobreviventes amostrados anteriormente, a incorporação de novos indivíduos (recrutados), bem como o registro dos indivíduos mortos. Os recrutados foram mensurados e etiquetados, seguindo o mesmo procedimento de 2010. Novamente, em 2012, foram repetidos os mesmos procedimentos de 2011, totalizando três anos de acompanhamento. Foram calculadas as taxas anuais de mortalidade (M), recrutamento (R), perda (P) e ganho (G). Também foram calculadas as taxas de rotatividade (turnover) em número de indivíduos (TN) e área basal (TAB) e a mudança líquida no período, tanto para número de indivíduos (ChN) como área basal (ChAB). A dinâmica dos indivíduos por classe de tamanho, foi analisada empregando-se uma distribuição aproximada dos indivíduos nas fases de plântula (<15 cm), regenerante (>15-30 cm), juvenil (>30-100 cm), pré-estabelecidos (>100-300 cm) e estabelecidos (> 300 cm). Registraram-se 446, 5767 e 3604 indivíduos de *C. clusiifolia* nos inventários de 2010, 2011 e 2012, respectivamente. Os resultados mostraram que houve diferença nas taxas de dinâmica da população de *C. clusiifolia* entre os dois intervalos de um ano, com flutuações significativas entre recrutamento e mortalidade, particularmente entre as classes de tamanho menores, cuja dinâmica foi mais acelerada. O estudo também registrou um forte pulso de recrutamento no primeiro ano seguido de um ano sem recrutamento e mortalidade mais pronunciada entre os indivíduos menores, incluindo os estabelecidos no intervalo anterior.

Palavras-chave: Dinâmica. População. Carrancas. Classe de tamanho.



## ABSTRACT

With the intent of better understanding the dynamics of the structural parameters a *Calyptanthes clusiifolia* O. Berg. population existent in a naturally fragmented area, in 2010 we allocated a transect with 30 m of width and 150 of length (border to border). All of the live *C. clusiifolia* individuals in seedling and adult stages were measured. In 2011, we performed the first remeasuring of the survivors previously sampled, the incorporation of new individuals (recruits), as well as the registry of the dead individuals. The recruits were measured and tagged according to the same procedures performed in 2010. In 2012 we repeated the same procedures from 2011, making a total of 3 years of follow-up. We calculated the annual mortality (M), recruitment (R), loss (L) and gain (G) rates, as well as the turnover, in number of individuals (TN) and base area (TBA) rates, and liquid change in the period wither for number of individuals (ChN) as for base area (ChBA). The dynamic of the individuals per size class was analyzed employing an approximate distribution of the individuals in seedling (<15 cm), regenerating (>15-30 cm), juvenile (>30-100 cm), pre-established (>100-300 cm) and established (>300 cm). We registered 446, 5767 and 3604 *C. clusiifolia* individuals in the 2010, 2011 and 2012 inventories, respectively. The results showed that there was difference in the dynamic rates of the *C. clusiifolia* dynamics between the two one year intervals, with significant fluctuations between recruitment and mortality, particularly between the smaller sized classes, of which the dynamics was more accelerated. The study also registered a strong recruitment pulse in the first year, followed by a year with no recruitment and a more pronounced mortality among the smaller individuals, including those established in the previous interval.

Keywords: Dynamic. Population. Carrancas. Size class.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Área de floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais .....	20
Figura 2	(A) Distribuições de frequência de indivíduos por classes de altura da população de <i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg. incluindo recrutas e (B) excluindo recrutas em uma área de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais.....	31

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Parâmetros de dinâmica da população de <i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg. em uma área de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais.....	27
Tabela 2	Parâmetros de dinâmica das classes de altura da população de <i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg. em uma área de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais.....	28
Tabela 3	Número de indivíduos de <i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg. em uma área de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais, contabilizados por classe de altura e evento de dinâmica em dois intervalos consecutivos de um ano (2010 a 2011 e 2011 a 2012) e resultados das análises estatísticas.....	30

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	12
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	15
<b>2.1</b>	<b>Floresta Atlântica</b> .....	15
<b>2.2</b>	<b>Fragmentação</b> .....	16
<b>2.3</b>	<b>Dinâmica de populações</b> .....	17
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	19
<b>3.1</b>	<b>Caracterização da área de estudo</b> .....	19
<b>3.2</b>	<b>Caracterização da espécie</b> .....	20
<b>3.3</b>	<b>Amostragem</b> .....	21
<b>3.4</b>	<b>Estudo da dinâmica da população</b> .....	21
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	24
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	32
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	37
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	38

## 1 INTRODUÇÃO

O Domínio Atlântico inclui a segunda maior área de floresta tropical úmida da América do Sul, inferior em extensão apenas à do Domínio Amazônico (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Esse Domínio correspondia a 12 % do território brasileiro e abrangia uma área de cerca de 1,1 milhão de km<sup>2</sup>, porém hoje restam apenas 7 % da área original (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2014; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). O Domínio Atlântico é considerado um dos maiores no que diz respeito à biodiversidade, e possui altos níveis de endemismo (TABARELLI et al., 2005; ZIPPARRO et al., 2005). Destaca-se entre as oito áreas principais do planeta, em termos de estratégias de conservação (ZIPPARRO et al., 2005).

As florestas do Domínio Atlântico, ou Floresta Atlântica (o Domínio contém formações não florestais) incluem as das planícies litorâneas, de encosta e de altitude (JOLY; LEITÃO-FILHO; SILVA, 1991) e ocupam uma extensão geográfica que se estende do Cabo de São Roque, no Rio Grande do Norte, Brasil (JOLY; LEITÃO-FILHO; SILVA, 1991; KURTZ; ARAÚJO, 2000), até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). No sudeste do Brasil, a Floresta Atlântica recobria quase inteiramente a Serra da Mantiqueira, envolvendo os Estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; RIZZINI, 1997; VALENTE et al., 2011). No estado de Minas Gerais, em especial, a Floresta Atlântica apresenta uma flora diversa e complexa, provavelmente determinada pelo extenso território, com grandes variações na latitude, altitude e grau de interiorização (MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008).

No entanto, apesar de suas peculiaridades, a Floresta Atlântica vem sofrendo alterações desde o século XVI, após a chegada dos europeus no Brasil (TABARELLI et al., 2010). A elevada diversidade de espécies de plantas e

animais, com alta frequência de endemismos, junto com a ameaça crescente de destruição sobre o Domínio Atlântico fez com que este fosse reconhecido como um dos *hotspots* da biodiversidade mundial (MITTERMEIER et al., 2004). Vários ambientes naturais e contínuos desse Domínio foram alterados, formando mosaicos de vegetações isoladas e os efeitos dessas alterações na manutenção da biodiversidade a curto, médio e longo prazo ainda não são bem compreendidas (CERQUEIRA et al., 2003). Diante do pouco conhecimento desses efeitos sobre os sistemas ecológicos, vários trabalhos de estudos da vegetação desse domínio começaram a ser desenvolvidos, principalmente relacionados à estrutura da comunidade arbórea (BORÉM; OLIVEIRA-FILHO, 2002; GUEDES, 1988; KURTZ; ARAÚJO, 2000; RIZZINI, 1954; VELOSO, 1945) assim como de sua dinâmica e consequentes mudanças no correr do tempo (BERG; SANTOS, 2003; GUILHERME et al., 2004; NASCIMENTO et al., 1999; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997; PAGANO; LEITÃO-FILHO; CAVASSAN, 1995). Entretanto, apesar dessa crescente busca de conhecimentos, os estudos que tratam das mudanças temporais em nível de população ainda são muito escassos (ARANTES; SCHIAVINI, 2011; CARVALHO et al., 2009; CHAGAS et al., 2001; MACHADO et al., 2010; NAKASHIMA; FIGLIOLIA, 2007; NUNES; PETRERE-JUNIOR, 2012).

Deste modo, deve-se levar em consideração que para a compreensão do funcionamento de um ecossistema é importante também buscar conhecer as interações em nível de população, considerando que os níveis de complexidade crescem quando se passa de conjuntos de indivíduos, ou populações, para conjuntos de espécies, ou comunidades (PERONI, 2011). Estudos de populações são de extrema importância, pois fornecem informações que são exclusivas desse grupo, como a distribuição etária e espacial de indivíduos delas (ODUM, 1986). Além disso, muitos fatores bióticos e abióticos podem influenciar e determinar a manutenção de uma população e as consequências desses fatores

podem permanecer registradas na sua estrutura (MARQUES; JOLY, 2000). Assim, as variações na estrutura de uma população no decorrer do tempo são base para estudos de longa duração da dinâmica populacional (ARANTES; SCHIAVINI, 2011; SCHIAVINI; RESENDE; AQUINO, 2001). Esses estudos ecológicos consistem de observações das mudanças demográficas (contagens de indivíduos) e de biomassa (perdas e ganhos), sendo as informações usualmente sumarizadas em forma de taxas (ROLIM; COUTO; JESUS, 1999; SHEIL; MAY, 1996).

Nesse contexto, conduziu-se este estudo, com o objetivo de descrever a dinâmica dos parâmetros estruturais de uma população de *Calypttranthes clusiifolia* O.Berg existente em uma área naturalmente fragmentada de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana, situada na Serra de Carrancas, sul de Minas Gerais. Como objetivos específicos, buscaram-se respostas às seguintes questões: (a) Houve diferença nas taxas de dinâmica (mortalidade e recrutamento de indivíduos e perda e ganho de biomassa) da população entre dois intervalos consecutivos de mensuração? (b) As classes de tamanho apresentaram comportamentos dinâmicos distintos? (c) Caso tenham apresentado comportamento distinto, em quais classes de tamanho as taxas apresentaram contrastes mais acentuados?

Considerando que as Florestas Tropicais são sistemas de alta complexidade e estão sujeitas a mudanças espaciais e temporais espera-se que haja diferenças demográficas (contagens de indivíduos) entre os dois intervalos observados na população. Espera-se, também, que as classes de tamanho tenham comportamentos distintos, visto que constantemente ocorre a entrada e saída de indivíduos de uma classe de tamanho para outra, decorrentes de diversos fatores como: incremento e quebra. Além disso, dentro de uma população, indivíduos são perdidos e repostos sucessivamente, por meio da mortalidade e recrutamento.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Floresta Atlântica

O Domínio Atlântico é um dos maiores, no que diz respeito à biodiversidade, e possui altos níveis de endemismo (TABARELLI et al., 2005; ZIPPARRO et al., 2005). Entretanto, apesar da abundante biodiversidade, esse ecossistema é considerado um dos mais ameaçados do mundo, por seu estado avançado de degradação (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; HIGUCHI et al., 2008; PINTO et al., 2006).

Desde o século 16, após a chegada abrupta dos europeus no Brasil, a Floresta Atlântica vem sofrendo com a perda de habitats e com outros distúrbios humanos (TABARELLI et al., 2010). O processo de fragmentação florestal tornou-se bem acentuado na Floresta Atlântica, que foi reduzida a apenas 7 % a 8 % de sua extensão primitiva (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Hoje, essa Floresta se distribui em pequenos fragmentos de várias formas e tamanhos, comprometendo a conservação de sua diversidade biológica (ESPÍRITO-SANTO et al., 2002; PINTO et al., 2006).

Extremamente fragmentada, a Mata Atlântica se restringe hoje a manchas isoladas, a maioria delas concentrada no Sudeste e Sul do país, em unidades de conservação ou em locais de topografia acidentada, impróprios para atividades agrícolas (KURTZ; ARAÚJO, 2000). Esses remanescentes são o único testemunho da formação florestal primitiva, porém estão se deteriorando, em decorrência da retirada ilegal de madeira, à captura ilegal de animais, a coleta ilegal de plantas e à introdução de espécies exóticas (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; HIGUCHI et al., 2008; LEITÃO-FILHO, 1987).

Diante disso, é de fundamental importância a realização de estudos que contribuam para entendimento das relações entre a vegetação e o ambiente, para



gerar um conhecimento que fundamente a urgente tomada de decisões visando à conservação, manejo e recuperação dos fragmentos que restam da Floresta Atlântica (GANDARA; KAGEYAMA, 1998).

## **2.2 Fragmentação**

A fragmentação de um ambiente pode ocorrer naturalmente por influência de diversos fatores, como flutuações climáticas, heterogeneidade de solos, topografia, processos de sedimentação, hidrodinâmica e processos hidrogeológicos, porém esta fragmentação tem se intensificado com a ação do homem (CONSTANTINO et al., 2003). Esse fenômeno está vastamente distribuído por todo o planeta e vem se acelerando com a ampliação de fronteiras de desenvolvimento humano (GIMENES; ANJOS, 2003; VIANA; ABANEZ; BATISTA, 1997). O processo de fragmentação, pode provocar efeitos abióticos ou bióticos, como a desertificação de áreas, aumento da erosão de solo, a vulnerabilidade dos habitats às modificações climáticas ou a extinção de espécies (PEREIRA; NEVES; FIGUEIREDO, 2007). Além disso, as respostas das comunidades vegetais à fragmentação podem variar de acordo com o grau de isolamento, tamanho e forma do fragmento, com seu histórico de distúrbios ou conservação e, sobretudo, com a sensibilidade da comunidade e dos indivíduos de cada espécie ao processo em curso. A fragmentação também pode contribuir com a existência de ambientes inóspitos para algumas espécies de organismos e, ao mesmo tempo, favorecer espécies capazes de competir com outras e de alterar as propriedades naturais do ambiente (SCARIOT et al., 2003).

Outro efeito da fragmentação é a diminuição e isolamento de habitats, fazendo com que populações sejam reduzidas, o que aumenta o risco de sua extinção local (ROCHA et al., 2006). Em populações muito pequenas, os parâmetros demográficos, tais como natalidade, mortalidade, imigração e

emigração, podem sofrer flutuações drásticas e aleatórias no número de indivíduos, tornando-as suscetíveis à extinção (BRITO; FERNANDEZ, 2000; ROCHA et al., 2006). Diante disso, estudos com foco nas variações demográficas ao longo do tempo são de extrema importância, pois podem contribuir para melhor compreensão dos efeitos da fragmentação.

### **2.3 Dinâmica de populações**

Os estudos de estrutura de populações têm crescido atualmente e mostram aspectos pontuais da população, ou seja, como se fosse uma fotografia da forma em que a população se encontra no ambiente naquele momento (FALEIRO; SCHIAVINI, 2009). Entretanto, a ação de fatores bióticos e abióticos exercida sobre indivíduos de uma população pode determinar mudanças na estrutura da mesma, pois as alterações temporais e espaciais desses fatores influenciam na disposição espacial e estrutura etária da população (CARVALHO; NASCIMENTO, 2009). A maior parte das populações possuem flutuações na sua estrutura, seja em resposta a modificações ambientais, seja por causa das suas próprias características oscilatórias (RICKLEFS, 2003).

Vários estudos têm demonstrado que as modificações induzidas pelo homem nos ecossistemas naturais, como o desmatamento e, principalmente a fragmentação do habitat, resultam em alterações expressivas na distribuição e abundância dos organismos (LOPES, 2007). Dessa forma, as alterações na estrutura de uma população no decorrer do tempo são base para os estudos de dinâmica populacional, os quais se baseiam nas análises dos processos de recrutamento, mortalidade, crescimento, imigração e emigração (ARANTHES; SCHIAVINI, 2011; SCHIAVINI; RESENDE; AQUINO, 2001). Estes estudos permitem inferir sobre a forma de colonização de uma espécie em determinado

ambiente, assim como sobre os processos responsáveis por flutuações na demografia da população (ARANTHES; SCHIAVINI, 2001; HARPER, 1977).

Os estudos de dinâmica também auxiliam na compreensão das respostas das populações às perturbações naturais e antrópicas, além de serem importantes para fundamentar a recuperação de áreas perturbadas e as práticas dos programas de manejo em florestas conservadas (PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007).

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

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

Em 2010, foi escolhida para este estudo uma área de floresta situada no alto da serra de Carrancas, município de Carrancas, sul de Minas Gerais. As coordenadas geográficas centrais são 21°27'12"S e 44°37'31"W e as altitudes ficam em torno de 1200 m (Figura 1). O clima é do tipo Cwa de Köppen; com temperatura média anual de 14,8 °C e precipitação média anual de 1.483 mm (OLIVEIRA-FILHO et al., 2004). A área possui 14 ha e uma topografia ligeiramente ondulada, com um curso de água percorrendo a floresta em um sulco com profundidade de cerca de 2 m.

De acordo com a classificação da vegetação brasileira pelo IBGE, trata-se de uma área de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012; VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). A área é cercada por formações campestres nativas (campos rupestres), características e dominantes nos topos das serras formadas por rochas quartzíticas do Grupo Andrelândia (RODELA, 1998; VASCONCELOS, 2011) (Figura 1). Trata-se, portanto, de uma área florestal naturalmente fragmentada.

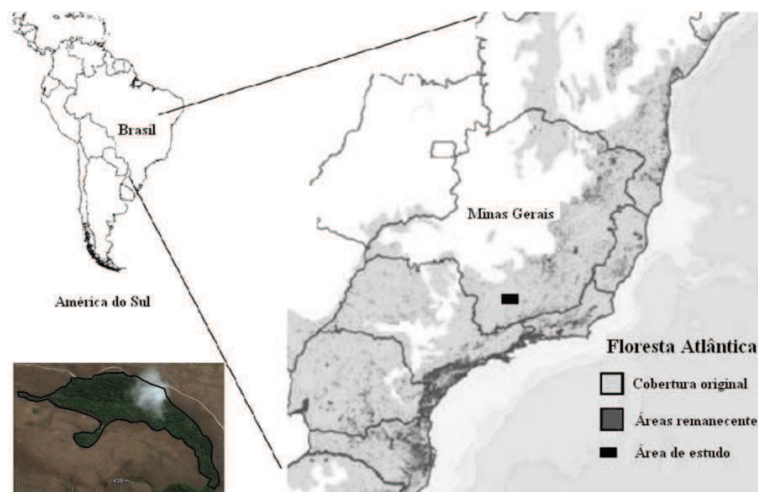


Figura 1 Área de floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais

Fonte: Adaptado de Morel et al. (2014).

### 3.2 Caracterização da espécie

A espécie *Calyptranthes clusiifolia* O.Berg, chamada de orelha-de-burro no vernáculo, pertence à família Myrtaceae, apresenta hábito arbóreo e não mostra distinção acentuada de hábitat quanto ao teor de umidade dos solos (LORENZI, 1998). Apresenta casca esfoliativa, ramos com crescimento dicotômico, folhas elípticas, opostas, coriáceas, lustrosas e com margem revoluta (RAMOS et al., 2008). De acordo com alguns autores, é uma espécie zoocórica e tolerante a sombra (NUNES et al., 2003; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; PINTO et al., 2005). Possui distribuição geográfica restrita ao Brasil, abrangendo os Domínios Atlântico e do Cerrado, mas com predominância em fitofisionomias florestais, incluindo florestas semidecíduais e ombrófilas (OLIVEIRA-FILHO, 2006, 2010).

Em Minas Gerais, a espécie se distribui pelo Domínio Atlântico, abrangendo o Vale do Mucuri-Itanhém, Vale do Rio Doce, Vale do Paraíba do

Sul, Alto Rio Grande, Mantiqueira Sul e Planalto de Poços de Caldas, e pelo Domínio do Cerrado, no Espinhaço Sul, Noroeste e Triângulo (OLIVEIRA-FILHO, 2006).

### **3.3 Amostragem**

No ano de 2010, para amostrar a estrutura da população de *Calypttranthes clusiifolia* O.Berg. foi alocado um transecto de modo que este atravessasse o fragmento florestal de uma borda à outra com a intenção de registrar um suposto gradiente ambiental formado pela borda/interior/borda (MOREL et al., 2014).

As dimensões do transecto foram 30 m de largura e 150 m de comprimento (borda a borda), totalizando 0,45 ha. Dentro do transecto todos os indivíduos vivos de *C. clusiifolia* na fase de plântula e adulto foram mensurados. A mensuração consistiu do registro da altura total dos indivíduos, do diâmetro a altura do solo (DAS) e diâmetro a altura do peito (DAP) para os indivíduos com mais de 1,30 de altura. Todos os indivíduos tiveram suas medidas anotadas e etiquetados com plaquinhas de alumínio devidamente numeradas. Em 2011, houve a primeira remensuração dos sobreviventes amostrados anteriormente, a incorporação de novos indivíduos (recrutados), bem como o registro dos indivíduos mortos. Os recrutados foram mensurados e etiquetados seguindo o mesmo procedimento descrito acima. Novamente, em 2012, foram repetidos os mesmos procedimentos de 2011, totalizando três anos de acompanhamento.

### **3.4 Estudo da dinâmica da população**

Com base nas equações propostas por Sheil, Burslem e Alder (1995) e Sheil, Jennings e Savill (2000), foram avaliadas as mudanças no tamanho da

população nos dois intervalos consecutivos de 1 ano, através das taxas anuais de mortalidade ( $M = \{1 - [(N0 - m)/N0]^{1/t}\} \times 100$ ) e recrutamento ( $R = [1 - (1 - r/Nt)^{1/t}] \times 100$ ) de indivíduos e das taxas anuais: de perda ( $P = \{1 - [(AB0 - ABm + ABd)/AB0]^{1/t}\} \times 100$ ) e ganho ( $G = \{1 - [1 - (ABr + ABg)/ABt]^{1/t}\} \times 100$ ) de área basal dos indivíduos.

Nessas equações,  $t$  é o tempo decorrido entre os inventários,  $N0$  e  $Nt$  são, respectivamente, as contagens inicial e final de indivíduos,  $m$  e  $r$  são, respectivamente, o número de indivíduos mortos e recrutas,  $AB0$  e  $ABt$  são, respectivamente, as áreas basal inicial e final dos indivíduos,  $ABm$  é a área basal dos indivíduos mortos,  $ABr$  é a área basal dos recrutas e  $ABd$  e  $ABg$  são, respectivamente, o decremento e o incremento em área basal dos indivíduos sobreviventes. As taxas da dinâmica em número de indivíduos e área basal procuram expressar dois aspectos das mudanças populacionais: abundância demográfica e biomassa, respectivamente.

Foram calculadas as taxas de rotatividade (*turnover*) em número de indivíduos ( $TN = (M + R)/2$ ) e área basal ( $TAB = (P + G)/2$ ) a partir, respectivamente, das médias das taxas de mortalidade e recrutamento e de perda e ganho (OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004). Também foram ainda obtidas as taxas de mudança líquida no período, tanto para número de indivíduos ( $ChN = [(Nt/N0)^{1/t} - 1] \times 100$ ) como área basal ( $ChAB = [(ABt/AB0)^{1/t} - 1] \times 100$ ) (KORNING; BALSLEV, 1994).

A fim de analisar uma possível diferença entre os intervalos observados, a abundância de recrutas, mortos e sobreviventes foram comparadas estatisticamente pelo teste G de aderência. Também foi analisado, por meio de contagens de Poisson, o balanço entre a abundância de mortos e recrutados para população e também, entre os fluxos de ingressantes (imigração + recrutas) e egressos (emigração + mortos) (ZAR, 2010).

A dinâmica dos indivíduos por classe de tamanho foi analisada empregando-se intervalos de classes de tamanho com amplitudes crescentes. Essas classes foram escolhidas de modo a considerar uma distribuição aproximada dos indivíduos nas fases de plântula (< 15 cm), regenerante (> 15-30 cm), juvenil (> 30-100 cm), pré-estabelecidos (> 100-300 cm) e estabelecidos (> 300 cm) (MOREL et al., 2014).

As distribuições de frequência dos indivíduos por classes de tamanho observadas nos intervalos (2010 a 2011 e 2011 a 2012) foram comparadas estatisticamente pelo teste G de aderência (ZAR, 2010), a fim de avaliar possíveis alterações quanto à distribuição de indivíduos por classes. Foi contabilizado o número de indivíduos que passaram pelos seguintes eventos: permanência na classe, morte, recrutamento, imigração e emigração na classe, podendo os dois últimos ser progressivos ou regressivos com intuito de delinear as variações temporais ocorridas em cada classe (LIEBERMAN et al., 1985).

O balanço entre a abundância de mortos e recrutados por classe de tamanho, entre os fluxos de ingressantes (imigração + recrutas) e egressos (emigração + mortos) foi analisado pelas contagens de Poisson (ZAR, 2010).

Foi confeccionado um gráfico com as distribuições de frequência de indivíduos por classes de altura da população de *C. clusiifolia*, incluindo recrutas e outro excluindo os recrutas. O gráfico excluindo os recrutas é meramente ilustrativo e tem como objetivo apresentar o comportamento da população sem os recrutas.



#### 4 RESULTADOS

Nos inventários de 2010, 2011 e 2012, foram registrados, respectivamente, 446, 5767 e 3604 indivíduos de *C. clusiifolia*. A abundância de recrutas, mortos e sobreviventes foram significativamente diferentes entre os intervalos observados ( $G = 41481,74965$ ;  $p < 0,0001$ ).

No primeiro intervalo (2010 a 2011), a população demonstrou taxa anual de recrutamento muito superior à de mortalidade (Tabela 1), sendo incorporados 5350 recrutas à amostragem, em contraste com apenas 29 indivíduos mortos. A abundância de recrutas foi significativamente superior a de mortos ( $Z = 71,39$  e  $p < 0,001$ ). A taxa anual de rotatividade em abundância no período foi de 49,64 % ano<sup>-1</sup>, bem superior à de rotatividade em área basal, de 7,40 % ano<sup>-1</sup>. As taxas anuais de perda e ganho em área basal foram, respectivamente, 3,75 % ano<sup>-1</sup> e 11,05 % ano<sup>-1</sup>, o que resultou em uma mudança líquida positiva, com aumento da área basal da população. Em consonância, o incremento em área basal que foi de 676,82 m<sup>2</sup> e o decremento de -265,06 m<sup>2</sup>.

No segundo intervalo (2011 a 2012), a população apresentou taxa anual de recrutamento inferior à de mortalidade (Tabela 1), não sendo incorporado nenhum recruta, e ocorrendo a morte de 2163 indivíduos. A abundância de mortos foi significativamente superior a de recrutas ( $Z = 44,38$  e  $p < 0,001$ ) o que corresponde a uma mudança líquida negativa na população. A taxa anual de rotatividade em abundância foi de 18,75 % ano<sup>-1</sup>, superior à taxa de rotatividade em área basal de 10,41 % ano<sup>-1</sup>. As taxas anuais de perda e ganho em área basal foram, respectivamente, de 14,66 % ano<sup>-1</sup> e 6,16 % ano<sup>-1</sup>, o que acarretou uma mudança líquida negativa, com diminuição da área basal da população. Em consonância, o decremento em área basal foi de 782,29 m<sup>2</sup>, superior ao incremento de 453,13 m<sup>2</sup>.

No primeiro intervalo (2010 a 2011), as três menores classes de altura mostraram taxas anuais de recrutamento superiores às de mortalidade (Tabela 2), sendo incorporados 5225 recrutas na primeira classe (< 15 cm), 113 na segunda (> 15 cm a 30 cm) e 12 na terceira (> 30 cm a 100 cm), enquanto que o número de mortos foi de somente 11 na primeira classe, 8 na segunda e 8 na terceira. A abundância de recrutas foi significativamente maior que a de mortos na primeira ( $Z = 71,50$  e  $p < 0,001$ ) e segunda classe ( $Z = 10$  e  $p < 0,001$ ), o que equivale à mudança líquida positiva de  $5466,32 \text{ \% ano}^{-1}$  e  $117,09 \text{ \% ano}^{-1}$ , respectivamente. A taxa anual de rotatividade em abundância foi, portanto, bem maior na primeira classe. Em consonância com os padrões encontrados para abundância, as taxas de rotatividade em área basal foram mais altas nas menores classes de altura. A taxa anual de perda em área basal foi maior na segunda classe e a taxa anual de maior ganho foi na primeira classe, o que refletiu em uma mudança líquida positiva, com aumento da área basal dessa classe. O incremento e decréscimo em área basal foram maiores na última classe.

No segundo intervalo (2011 a 2012), a taxa anual de mortalidade foi superior a de recrutamento em todas as classes de altura, não sendo incorporado nenhum recruta na amostragem (Tabela 2). A abundância de mortos foi significativa e expressivamente maior que a de recrutas, o que equivaleu a uma mudança líquida negativa nas duas primeiras classes ( $Z = 45,06$  e  $p < 0,001$ ;  $Z = 5,15$  e  $p < 0,001$ ). As três primeiras classes de altura também tiveram as maiores taxas de rotatividade em área basal. As taxas anuais de perda e ganho em área basal foram maiores nas três primeiras classes, destacando-se a segunda, que teve taxa de ganho maior que de perda, o que resultou em uma mudança líquida positiva. O incremento e decréscimo em área basal foram maiores na última classe.

A distribuição de alturas em 2011 diferiu significativamente do esperado com base na distribuição de 2010 ( $G = 13364,60$ ,  $p < 0,0001$ ). Houve maior

abundância de indivíduos que o esperado na menor classe de altura (< 15 cm) e abundâncias inferiores ao esperado nas demais classes (Tabela 3 e Figura 2). A proporção de indivíduos mortos não diferiu significativamente entre as classes de altura ( $G = 9,62$ ,  $p < 0,0538$ ). O fluxo migratório de indivíduos entre as classes de altura foi significativamente desbalanceado para a primeira, segunda e quarta classes respectivamente (Tabela 3). O número de ingressantes foi significativamente maior que o de egressos na primeira e segunda classes e significativamente menor na quarta.

A distribuição de alturas em 2012 também diferiu significativamente do esperado com base na distribuição de 2011 ( $G = 42,02$ ,  $p < 0,0001$ ). No entanto, o padrão foi o oposto do intervalo anterior, pois houve menor abundância de indivíduos que o esperado na primeira classe de altura (< 15 cm) e maiores nas demais classes (Tabela 3 e Figura 2). Ao contrário do intervalo anterior, a proporção de indivíduos mortos diferiu significativamente entre as classes de altura ( $G = 89,06$ ,  $p < 0,0001$ ) e a mortalidade foi maior que a esperada na primeira classe e menor nas demais. Contrastando com o grande número de recrutas no primeiro intervalo, não houve recrutamento em nenhuma das classes entre 2011 e 2012. O fluxo migratório de indivíduos entre as classes de altura foi significativamente desbalanceado apenas para primeira e segunda classes (Tabela 3), cujo número de egressos foi significativamente maior que o de ingressantes.

Tabela 1 Parâmetros de dinâmica da população de *Calypttranthes clusiifolia* O.Berg. em uma área de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais

<b>Intervalo</b>	<b>2010 a 2011</b>	<b>2011 a 2012</b>
<b>m</b>	29	2163
<b>r</b>	5350	0
<b>s</b>	417	3604
<b>N0</b>	446	5767
<b>Nt</b>	5767	3604
<b>M</b>	6,50	37,51
<b>R</b>	92,77	0
<b>TN</b>	49,64	18,75
<b>ChN</b>	1193,05	-37,51
<b>ABm</b>	15,14	403,18
<b>ABr</b>	216,47	0
<b>ABs1</b>	7457,97	7683,03
<b>ABs2</b>	7869,74	7353,87
<b>ABg</b>	676,82	453,13
<b>ABd</b>	-265,06	-782,29
<b>AB0</b>	7473,12	8086,21
<b>ABt</b>	8086,21	7353,87
<b>P</b>	3,75	14,66
<b>G</b>	11,05	6,16
<b>TAB</b>	7,40	10,41
<b>ChAB</b>	8,20	-9,06

Nota: Os parâmetros m, r, s, N0 e Nt correspondem, respectivamente, às abundâncias de indivíduos mortos, recrutados, sobreviventes, inicial e final nos inventários; M, R, TN e ChN correspondem, respectivamente, às taxas de mortalidade, recrutamento, rotatividade e mudança líquida em abundância de indivíduos (% ano<sup>-1</sup>); ABm, ABr, ABs1, ABs2 (m<sup>2</sup>) correspondem, respectivamente, às áreas basais dos indivíduos mortos, recrutados e sobreviventes no primeiro inventário e sobreviventes no segundo inventário; ABg, ABd, AB0, ABt (m<sup>2</sup>) correspondem, respectivamente, ao incremento, decremento, área basal inicial e área basal final dos indivíduos inventariados; P, G, TAB e ChAB (% ano<sup>-1</sup>) correspondem, respectivamente, às taxas anuais de perda, ganho, rotatividade e mudança líquida em área basal.

Tabela 2 Parâmetros de dinâmica das classes de altura da população de *Calyptanthes clusiifolia* O.Berg. em uma área de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais

Classes de altura (cm)	Primeiro intervalo (2010 a 2011)					Segundo intervalo (2011 a 2012)				
	< 15	> 15 a 30	> 30 a 100	> 100 a 300	> 300	< 15	> 15 a 30	> 30 a 100	> 100 a 300	> 300
<b>M</b>	11	8	8	1	1	2076	62	21	2	2
<b>R</b>	5225	113	12	0	0	0	0	0	0	0
<b>S</b>	84	109	105	38	81	3212	192	92	27	81
<b>N0</b>	95	117	113	39	82	5288	254	113	29	83
<b>NT</b>	5288	254	113	29	83	3201	189	104	27	83
<b>M</b>	11,58	6,84	7,08	2,56	1,22	39,26	24,41	18,58	6,90	2,41
<b>R</b>	98,81	44,49	10,62	0	0	0	0	0	0	0
<b>TN</b>	55,19	25,66	8,85	1,28	0,61	19,63	12,20	9,29	3,45	1,20
<b>ChN</b>	5466,32	117,09	0	-25,64	1,22	-39,47	-25,59	-7,96	-6,90	0
<b>ABm</b>	0,89	0,65	1,5	4,98	7,12	23,76	7,9	35,63	3,57	332,32
<b>Abr</b>	202,81	11	2,65	0	0	0	0	0	0	0

“Tabela 2, conclusão”

Classes de altura (cm)	Primeiro intervalo (2010 a 2011)					Segundo intervalo (2011 a 2012)				
	< 15	> 15 a 30	> 30 a 100	> 100 a 300	> 300	< 15	> 15 a 30	> 30 a 100	> 100 a 300	> 300
<b>ABs1</b>	3,12	28,03	63,48	310,53	7052,81	201,54	31,28	75,92	317,99	7056,29
<b>ABs2</b>	13,81	30,78	118,5	342,01	7364,64	46,59	46,33	85,72	314,02	6861,21
<b>ABg</b>	11,2	7,75	58,49	48,7	550,68	18,97	18,77	16,29	13,01	386,10
<b>ABd</b>	-0,51	-5,00	-3,48	-17,22	-238,85	-173,91	-3,72	-6,49	-16,99	-581,18
<b>AB0</b>	6,72	16,53	61,54	163,19	7225,14	216,63	41,78	121,14	342,01	7364,64
<b>ABt</b>	216,63	41,78	121,14	342,01	7364,64	46,59	46,33	85,72	314,02	6861,21
<b>P</b>	20,81	34,22	8,09	13,60	3,4	91,25	27,82	34,76	6,01	12,40
<b>G</b>	98,80	44,89	50,47	14,24	7,48	40,71	40,51	19,00	4,14	5,63
<b>TAB</b>	59,80	39,55	29,28	13,92	5,44	65,98	34,17	26,88	5,08	9,02
<b>ChAB</b>	3124,20	152,84	96,86	109,57	1,93	-78,49	10,88	-29,24	-8,18	-6,84

Nota: Os parâmetros m, r, s, N0 e Nt correspondem, respectivamente, às abundâncias de indivíduos mortos, recrutados, sobreviventes, inicial e final nos inventários; M, R, TN e ChN correspondem, respectivamente, às taxas de mortalidade, recrutamento, rotatividade e mudança líquida em abundância de indivíduos (% ano<sup>-1</sup>); ABm, ABr, ABs1, ABs2 (m<sup>2</sup>) correspondem, respectivamente, às áreas basais dos indivíduos mortos, recrutados e sobreviventes no primeiro inventário e sobreviventes no segundo inventário; ABg, ABd, ABi, ABf (m<sup>2</sup>) correspondem, respectivamente, ao incremento, decremento, área basal inicial e área basal final dos indivíduos inventariados; P, G, TAB e ChAB (% ano<sup>-1</sup>) correspondem, respectivamente, às taxas anuais de perda, ganho, rotatividade e mudança líquida em área basal.

Tabela 3 Número de indivíduos de *Calyptrothrix clusiifolia* O.Berg. em uma área de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais, contabilizados por classe de altura e evento de dinâmica em dois intervalos consecutivos de um ano (2010 a 2011 e 2011 a 2012) e resultados das análises estatísticas

	Classes de altura (cm)	N0	Nt	Nt esp.	M	m esp.	M	R	P	E	I	Z	P
2010 a 2011	< 15	95	5288	1228,40	11	6,18	2,43	5225	54	30	9	71,50	0.001
	> 15 a 30	117	254	1512,87	8	7,61	1,41	113	92	17	49	10,02	0.001
	> 30 a 100	113	113	1461,15	8	7,35	1,46	12	84	21	17	0,00	Ns
	> 100 a 300	39	29	504,29	1	2,54	0,52	0	23	15	6	2,13	0,05
	> 300	82	83	1060,30	1	5,33	0,25	0	76	5	7	0,28	Ns
2011 a 2012	< 15	5288	3201	3304,66	2076	1983,34	9,49	0	3172	40	29	45,06	0.001
	> 15 a 30	254	189	158,73	62	95,27	5,44	0	142	50	47	5,15	0.001
	> 30 a 100	113	104	70,62	21	42,38	4,03	0	79	13	25	1,17	Ns
	> 100 a 300	29	27	18,12	2	10,88	1,42	0	24	3	3	0,71	Ns
	> 300	83	83	51,87	2	31,13	0,49	0	81	0	2	0,00	Ns

Nota: Número de indivíduos: N0 = inicial, Nt = final, Nt esp. = final esperado, m = mortos, m esp. = mortos esperado, R = recrutados, P = permanentes, E = emigrantes e I = imigrantes; m é a taxa mortalidade anual (%.ano<sup>-1</sup>), Z é a estatística de Poisson contrastando a frequência de ingressantes (R + I) e egressos (M + E) e sua probabilidade p.

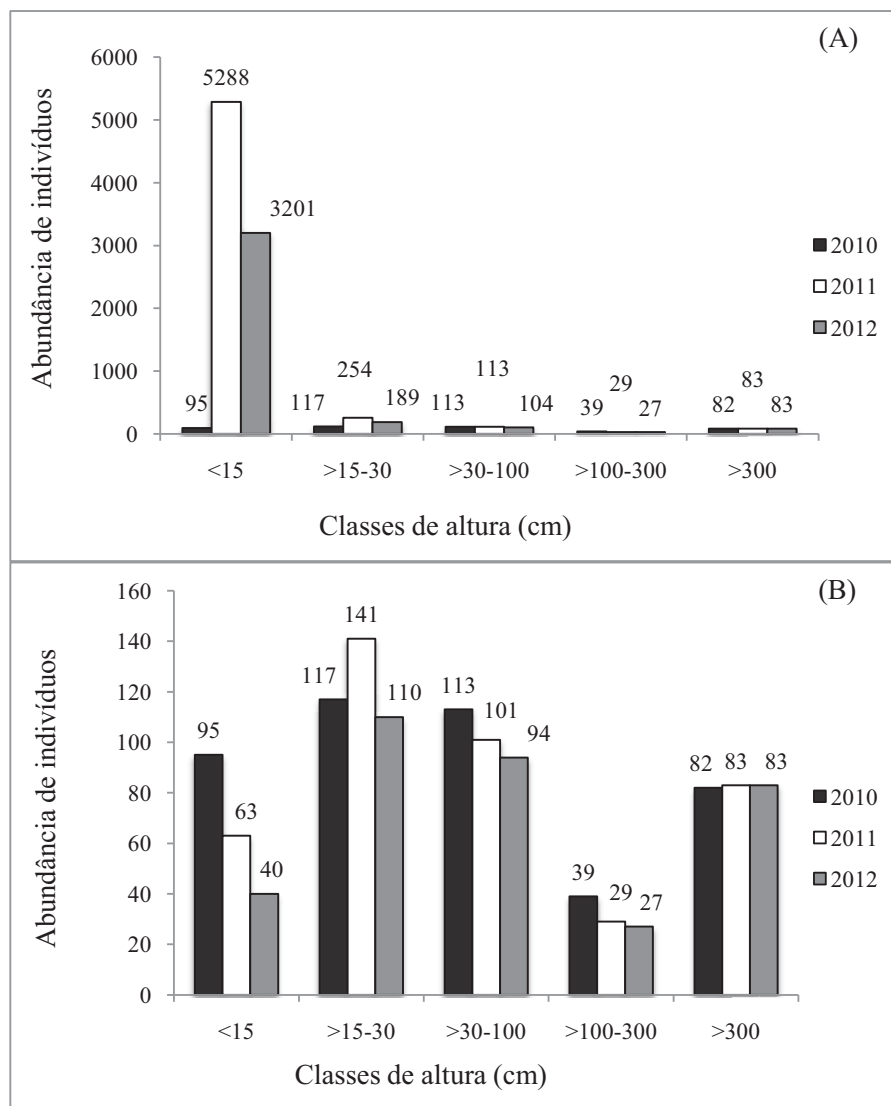


Figura 2 (A) Distribuições de frequência de indivíduos por classes de altura da população de *Calyptanthes clusiifolia* O.Berg. incluindo recrutas e (B) excluindo recrutas em uma área de Floresta Estacional Semidecidual Altomontana na serra de Carrancas, Minas Gerais



## 5 DISCUSSÃO

No decorrer dos dois anos de acompanhamento, a população de *C. clusiifolia* apresentou diferenças marcantes em sua dinâmica, com altas taxas de recrutamento e mortalidade, em contraste com dois outros estudos realizados em Florestas Semidecíduais da região com a mesma espécie. A população estudada por Chagas et al. (2001) em Lavras, MG apresentou uma taxa de recrutamento em torno de 2,20 %, e uma taxa de mortalidade de -7,29 %. No estudo realizado por Oliveira-Filho et al. (2007), em Piedade do Rio Grande, MG a mortalidade de indivíduos foi zero enquanto que o número de recrutas foi de apenas dois. No entanto, neste estudo, adotou-se critério de inclusão diferente, incluindo indivíduos bem menores que os dos estudos, citados acima de 3 cm e 5 cm de diâmetro à altura do peito, respectivamente. Normalmente, os trabalhos que abordam dinâmica de populações arbóreas adotam os critérios de inclusão usuais nos estudos de comunidades (CARVALHO et al., 2009; CARVALHO; FAGG; FELFILI, 2010; MACHADO et al., 2010).

Esses processos de dinâmica da população estudada foram mais acelerados entre os indivíduos menores e é provável que os contrastes sejam menores do que os sugerido pelos valores observados no presente estudo. Além disso, as classes de tamanho menores são, normalmente, as mais susceptíveis às adversidades do meio, cuja peneira ambiental promove mortalidade crescente na direção dos indivíduos menores, exigindo, assim, um aporte proporcional em recrutamento (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; MELO et al., 2004).

A primeira pergunta do presente estudo teve uma resposta positiva, ou seja, as taxas de dinâmica da população de *C. clusiifolia* diferiram entre os dois intervalos consecutivos de mensuração. Destaca-se, nas diferenças, a taxa de recrutamento excepcionalmente elevada no primeiro intervalo. Esse fenômeno pode estar relacionado a um possível investimento da população em colonização

na forma de um pulso de recrutamento que faria parte da própria estratégia de regeneração da espécie, o que pode ter sido catalisado por fatores ambientais ou relógios fisiológicos da espécie ainda desconhecidos (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; ODUM, 1988; RICKLEFS, 2003). Outra estratégia usada por muitas espécies vegetais é a produção sincronizada de um volume grande de sementes, em uma ampla área geográfica e em determinadas épocas. Essa estratégia faz com que os predadores fiquem saciados com a grande demanda de recurso e a chance de sobrevivência dos regenerantes aumenta (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Esse investimento em reprodução maciça pode ser visto como uma estratégia evolutiva: como poucos indivíduos alcançam a fase adulta, o pulso pode incrementar as chances de sobrevivência e estabelecimento (ARANTES; SCHIAVINI, 2011; SALLES; SCHIAVINI, 2007). De fato, a população estudada apresentou uma grande mortalidade no segundo intervalo de mensuração provavelmente refletindo o esperado declínio pós-pulso da população.

O aumento da mortalidade de indivíduos no segundo intervalo, provavelmente está em ligação direta à densidade, que foi maciçamente incrementada no primeiro intervalo. Além disso, após o evento reprodutivo é bem conhecido que a maioria das sementes, apesar de serem dispersas, acumulam-se perto da planta-mãe, incrementando ainda mais a densidade. Em consequência desse adensamento, vários fatores podem interferir no destino dos indivíduos, normalmente no sentido de incrementar a mortalidade (CRAWLEY, 1986). Assim, essa mortalidade de plântulas diretamente relacionada com a densidade e proximidade da planta-mãe, seria decorrente, tanto da facilitação de ataque de herbívoros ou patógenos como ao aumento da competição intraespecífica (CONNELL, 1971; JANZEN, 1970; MELO et al., 2004). No

presente caso, as observações em campo confirmaram uma clara concentração de indivíduos recrutados abaixo da copa da planta-mãe.

A segunda pergunta do presente estudo também teve uma resposta positiva, ou seja, as classes de tamanho da população de *C. clusiifolia* apresentaram comportamentos dinâmicos distintos entre os dois intervalos consecutivos de mensuração. Entretanto, esse comportamento diferente entre os intervalos não foi suficiente para causar modificação na distribuição hierárquica da população. A distribuição tipo J-reverso se manteve nas três mensurações, com a típica concentração de indivíduos nas classes menores e poucos indivíduos nas classes maiores (SOLBRING, 1981). A persistência desse padrão tem sido observado em outras espécies estudadas no Brasil, tais como *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae) (FERREIRA-JUNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2010), *Faramea hyacinthina* Mart. (Rubiaceae) (FALEIRO; SCHIAVINI, 2009), *Amaioua guianensis* AUBL. (Rubiaceae) (ARANTES; SCHIAVINI, 2011) e *Kielmeyera rugosa* Choisy (Clusiaceae) (DANTAS; RIBEIRO, 2010).

A concentração de indivíduos nas primeiras classes pode indicar que a população está mantendo um banco de regenerantes no sub-bosque, o que não garante a representatividade da espécie na comunidade futura, pois cada espécie possui uma estratégia regenerativa particular (ARANTES; SCHIAVINI, 2011; DANTAS; RIBEIRO, 2010; MARTINS, 1993; MELO et al., 2004; WHITMORE, 1975). Uma dessas estratégias é a formação de um banco de regenerantes imaturos que se mantém em crescimento lento, esperando modificações favoráveis no ambiente (CHAMI et al., 2011; MELO et al., 2004; NAKASHIMA; FIGLIOLIA, 2007). No entanto, esta estratégia pode incluir um banco de regenerantes denso, mas persistente, até esparso, mas de vida curta e intenso aporte de sementes (NUNES; PETRERE-JUNIOR, 2012). O que difere entre estes dois extremos da estratégia é o investimento na persistência de regenerantes ou na persistência do aporte de sementes no chão da floresta (ou

sobrevivência das mesmas no banco de sementes). No caso de *C. clusiifolia*, a estratégia provavelmente se aproxima do primeiro caso, visto que após o pulso de recrutamento, no primeiro intervalo de tempo, a alta densidade de regenerantes ainda persistiu no segundo intervalo, mesmo que em declínio, o que sugere a particularidade do pulso de regeneração.

A terceira pergunta do presente estudo, dependente da anterior, indicou as classes de tamanho menores como as de comportamento dinâmico mais contrastante entre os dois intervalos consecutivos de mensuração. A mortalidade, por exemplo, foi maior nas primeiras classes no segundo intervalo. Isso demonstra que o grande investimento da população no pulso de recrutamento no primeiro intervalo já começa a ser balanceado por uma mortalidade maior nessas classes, na direção de um possível equilíbrio no longo prazo.

Um fator que pode estar influenciando no desenvolvimento ou na mortalidade das classes menores dessa população é a quantidade e qualidade das reservas do cotilédone, pois o consumo total dessas reservas deve ajustar-se com o tempo em que a plântula emite um sistema radicular e estruturas fotossintéticas bem desenvolvidas, caso contrário às mesmas tendem a morrer (KITAJIMA, 1992; MELO et al., 2004). Dessa forma o período de maior susceptibilidade das plântulas é após a germinação, quando deixam de depender das reservas das sementes, dos cotilédones e passam a depender de recursos externos do meio onde ocorre (FALEIRO; SCHIAVINI, 2009).

Foi observada também a passagem de alguns indivíduos da terceira classe (1 a 3 m) para classes menores (decremento), em razão da morte de parte da copa, o que pode estar indicando efeitos adversos de pragas ou da competição por luz causado pelo sombreamento por plantas vizinhas, o que limitaria o crescimento e, por fim, a sobrevivência (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Além de tudo, deve-se levar em consideração a própria capacidade de

suporte da população, pois esta representa a densidade em que os recursos disponíveis podem mantê-la (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Contudo, vale ressaltar que seria necessário estender o período de acompanhamento dessa população para melhor compreensão desses eventos e, sobretudo, verificar se o pulso de recrutamento se repete ou foi um mero evento isolado. Também se faz necessário verificar se o fenômeno do pulso ocorre em outras populações da espécie. Além disso, neste estudo, chama-se a atenção para a importância de se considerar a dinâmica das classes de tamanho dos indivíduos de uma população, particularmente as menores, para assim avaliar com mais clareza os estágios de vida mais críticos da população.

## 6 CONCLUSÃO

Houve diferença nas taxas de dinâmica da população de *C. clusiifolia* entre os dois intervalos de um ano, com flutuações significativas entre recrutamento e mortalidade, particularmente entre as classes de tamanho menores, cuja dinâmica foi mais acelerada. O estudo registrou um forte pulso de recrutamento no primeiro ano seguido de um ano sem recrutamento e mortalidade mais pronunciada entre os indivíduos menores, incluindo os estabelecidos no intervalo anterior.

## REFERÊNCIAS

- ARANTES, C. S.; SCHIAVINI, I. Estrutura e dinâmica da população de *Amaioua guianensis* AUBL. (RUBIACEAE) em fragmento urbano de Floresta Estacional Semidecidual: Uberlândia, Minas Gerais. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 27, n. 2, p. 312-321, 2011.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752 p.
- BERG, E. van den; SANTOS, F. A. M. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 83-98, 2003.
- BORÉM, R. A. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alterada de mata Atlântica, no município de Silva Jardim, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 6, p. 727-742, nov./dez. 2002.
- BRITO, D.; FERNANDEZ, F. A. S. Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. **Ciência e Cultura**, São Paulo, n. 523, p. 161-170, 2000.
- CARVALHO, F. A.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Dinâmica populacional de *Acacia tenuifolia* (L.) Willd. em uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 38, n. 86, p. 297-306, jun. 2010.
- CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica Submontana: Silva Jardim-RJ, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 33, n. 2, p. 327-337, mar./abr. 2009.
- CARVALHO, L. C. S. et al. Estrutura temporal de sete populações em três fragmentos florestais no Alto Rio Grande, Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 15, n. 1, p. 58-66, 2009.
- CERQUEIRA, R. et al. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Ed.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 24-41.

CHAGAS, R. K. et al. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p. 39-57, jan./fev. 2001.

CHAMI, L. B. et al. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 2, p. 251-259, fev. 2011.

CONNELL, J. H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animal and in rain Forest trees. In: BOEN, P. J. den; GRADWELL, P. R. (Ed.). **Dynamics of populations**. Wageningen: Pudoc, 1971. p. 298-312.

CONSTANTINO, R. et al. Causas da fragmentação: causas naturais. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Ed.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 43-63.

CRAWLEY, M. J. **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Scientific, 1986. 496 p.

DANTAS, T. V. P.; RIBEIRO, A. S. Estrutura populacional de *Kielmeyera rugosa* Choisy (Clusiaceae) no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Estado do Sergipe *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, v. 32, n. 2, p. 141-146, 2010.

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B. et al. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual Montana no Campus da Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 16, n. 3, p. 331-356, 2002.

FALEIRO, W.; SCHIAVINI, I. Ecologia populacional de *Faramea hyacinthina* Mart. (Rubiaceae) em duas formações florestais da estação ecológica do Panga, Uberlândia-MG, Brasil. **Revista Científica da UFPA**, Belém, v. 7, n. 1, p. 1-17, 2009.

FERREIRA-JÚNIOR, W. G.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: UFV, 2009. p. 109-136.



GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **The Atlantic forest of South America**: biodiversity status, threats, and Outlook. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. 472 p.

GANDARA, F. B.; KAGEYAMA, P. Y. Indicadores de sustentabilidade de florestas natuaris. **IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 31, p. 79-84, 1998.

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

GUEDES, R. R. Composição florística e estrutura de um trecho de mata perturbada de baixada, no município de Magé, Rio de Janeiro. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, v. 39, p. 155-200, 1988.

GUILHERME, F. A. G. et al. Effects of flooding regimes and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 174, n. 1, p. 19-36, 2004.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. São José dos Campos: INPE, 2009. 592 p.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic, 1977. 892 p.

HIGUCHI, P. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 417-426, maio/jun. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: <[ftp://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursos\\_naturais/manuais\\_tecnicos/manual\\_tecnico\\_vegetacao\\_brasileira.pdf](ftp://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf)>. Acesso em: 12 dez. 2013.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Mata Atlântica**. Disponível em: <<http://www.inpe.br/>>. Acesso em: 5 jan. 2014.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of trees species in tropical forests. **The American Naturalist**, Chicago, v. 104, p. 501-528, 1970.

JOLY, C. A.; LEITÃO-FILHO, H. F.; SILVA, S. M. O patrimônio florístico. In: CECCHI, J. C.; SOARES, M. S. M. (Coord.). **Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Fundação SOS Mata Atlântica, 1991. p. 95-125.

KITAJIMA, K. Ecophysiology of tropical tree seedlings. In: MUKLEY, S. S.; CHAZDON, R. L.; SMITH, A. P. (Ed.). **Tropical forest plant ecophysiology**. New York: Chapman and Hall, 1996. p. 559-596.

KORNIG, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 4, n. 1, p. 77-86, 1994.

KURTZ, B. C.; ARAÚJO, D. S. D. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 51, n. 78, p. 69-112, 2000.

LEITÃO FILHO, H. F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. **IPEF**, Piracicaba, n. 35, p. 41-46, 1987.

LIEBERMAN, D. et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 73, p. 915-924, 1985.

LOPES, M. A. Population structure of *Eschweilera coriacea* (DC.) S. A. Mori in forest fragments in eastern Brazilian Amazonia. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 509-519, 2007.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2. ed. Nossa Odessa: Plantarum, 1998. v. 2, 368 p.

MACHADO, E. L. M. et al. Flutuações temporais nos padrões de distribuição diamétrica da comunidade arbóreo-arbustivo e de 15 populações em um fragmento florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 723-732, abr. 2010.

MARQUES, M. C. M.; JOLY, C. A. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 107-112, 2000.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. 2. ed. Campinas: UNICAMP, 1993. 246 p.

MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J.; KINOSHITA, L. S. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa altomontana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 559-574, 2008.

MELO, F. P. L. et al. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. (Ed.). **Germinação do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 209-223.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX, 2004. 392 p.

MOREL, J. D. et al. Population structure of *Calypttranthes clusiifolia* O.Berg in two patches in the southern Minas Gerais State. **Bioscience Journal**, Uberlândia, 2014. No prelo.

NAKASHIMA, R.; FIGLIOLIA, M. B. Estrutura populacional de plântulas de *Platymiscium floribundum* Vog. no parque estadual da Cantareira, São Paulo, SP. **IF Série Registros**, São Paulo, n. 31, p. 185-189, 2007.

NASCIMENTO, H. E. M. et al. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 329-342, 1999.

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, 2003.

NUNES, Y. R. F.; PETRERE JUNIOR, M. Structure and dynamics of a *Cariniana estrellensis* (Lecythidaceae) population in a fragment of Atlantic Forest in Minas Gerais, Brazil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 63, n. 2, p. 257-267, 2012.

ODUM, E. P. **Fundamentos de ecologia**. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1986. 823 p.

OLIVEIRA FILHO, A. T. **Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais**: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: UFLA, 2006. 423 p.

OLIVEIRA FILHO, A. T. **TreeAtlas 2.0, flora arbórea da América do Sul cisandina tropical e subtropical**: um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. Belo Horizonte: UFMG, 2010. Disponível em: <<http://www.icb.ufmg.br/treetlan/>>. Acesso em: 5 set. 2012.

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, 2007.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 291-309, 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Lawrence, v. 32, n. 4, p. 793-810, 2000.

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

PAGANO, S. N.; LEITÃO-FILHO, H. F.; CAVASSAN, O. Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua, Rio Claro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, n. 2, p. 241-258, 1995.

PAIVA, L. V.; ARAÚJO, G. M.; PEDRONI, F. Structure and dynamics of a Woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 365-373, 2007.

PEREIRA, M. A. S.; NEVES, N. A. G. S.; FIGUEIREDO, D. F. C. Considerações sobre a fragmentação territorial e as redes de corredores ecológicos. **Geografias**, Belo Horizonte, v. 16, n. 2, p. 5-24, 2007.

PERONI, N. **Ecologia de populações e comunidades**. Florianópolis: CCB/EAD/UFSC, 2011. 123 p.

PINTO, L. P. et al. Mata Atlântica brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de Hotspot mundial. In: ROCHA, C. F. D. et al. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 91-118.

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. 775-793, 2005.

RAMOS, V. S. et al. **Árvores da floresta Estacional Semidecidual: guia de identificação de espécies**. São Paulo: EDUSP; Biota/FAPESP, 2008. 320 p.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 503 p.

RIZZINI, C. T. Flora Organensis: lista preliminar dos cormophyta da Serra dos Órgãos. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, v. 13, p. 117-246, 1954.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos e ecológicos, sociológicos e florísticos**. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1997. 747 p.

ROCHA, C. F. D. et al. Corredores ecológicos e conservação da biodiversidade. In: ROCHA, C. F. D. et al. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 317-342.

RODELA, L. G. Cerrados de altitude e campos rupestres do Parque Estadual do Ibitipoca, sudeste de Minas Gerais: distribuição e florística por subfisionomias da vegetação. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n. 12, p. 163-189, 1998.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares, ES. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 49-69, 1999.

SALLES, J. C.; SCHIAVINI, I. Estrutura e composição de estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 223-233, 2007.

SCARIOT, A. et al. Vegetação e flora. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Ed.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a**

biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 43-63.

SCHIAVINI, I.; RESENDE, J. C. F.; AQUINO, F. G. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. (Ed.). **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina: EMBRAPA, 2001. p. 267-296.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 83, n. 2, p. 331-333, 1995.

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, 2000.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.

SOLBRING, O. T. Studies on the populations biology of the genus *Viola*. **Evolution**, Chicago, v. 35, n. 6, p. 1080-1093, 1981.

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 132-138, 2005.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

VALENTE, A. S. M. et al. Composição, estrutura e similaridade florística da Floresta Atlântica, na Serra Negra, Rio Preto, MG. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 321-340, 2011.

VASCONCELOS, M. F. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do leste do Brasil? **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 241-246, 2011.

VELOSO, H. P. **As comunidades e as estações botânicas de Terezópolis, Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 1945. 95 p. (Boletim do Museu Nacional. Nova Série, Botânica, 3).

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124 p.

VIANA, V. M.; ABANEZ, A. A. J.; BATISTA, J. L. F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago, 1997. p. 351-365.

WERNECK, M. S.; 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, 2004.

WHITMORE, T. C. **Tropical rain forests of the far east**. Oxford: Clarendon, 1975. 282 p.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5<sup>th</sup> ed. New Jersey: Prentice Hall, 2010. 944 p.

ZIPPARRO, V. B. et al. Levantamento florístico de Floresta Atlântica no sul do estado de São Paulo, Parque Estadual Intervales, Base Saibadela. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 5, n. 1, p. 127-144, 2005.