

LUCAS DE SIQUEIRA CARDINELLI

**AVALIAÇÃO DA INVASÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS NO SUB-BOSQUE DE
UMA FLORESTA RESTAURADA COM *Araucaria angustifolia* (Bertol.)
Kuntze, EM VIÇOSA, MINAS GERAIS**

Monografia apresentada ao Departamento de
Engenharia Florestal da Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do curso
de Engenharia Florestal

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
AGOSTO 2013

LUCAS DE SIQUEIRA CARDINELLI

**AVALIAÇÃO DA INVASÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS NO SUB-BOSQUE DE
UMA FLORESTA RESTAURADA COM *Araucaria angustifolia* (Bertol.)
Kuntze, EM VIÇOSA, MINAS GERAIS**

Monografia apresentada ao Departamento de
Engenharia Florestal da Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do curso
de Engenharia Florestal

APROVADO em Agosto de 2013

Prof. Sebastião Venâncio Martins
(ORIENTADOR)

Prof. José Marinaldo Gleriani

Ms. Aurino Miranda Neto

BIOGRAFIA

Lucas de Siqueira Cardinelli nasceu em 27 de fevereiro de 1990, em Juiz de Fora, Minas Gerais.

Em 2007, concluiu o Ensino Médio no Colégio São José, em Bicas, Minas Gerais.

Em 2008, iniciou o curso de Engenharia Florestal, na Universidade Federal de Viçosa, sendo o mesmo concluído em setembro de 2013.

CONTEÚDO

	Página
EXTRATO.....	iv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
3. OBJETIVOS.....	10
4. MATERIAL E MÉTODOS	
4.1. Área de estudo.....	11
4.2. Amostragem da vegetação.....	12
4.3. Análise de dados.....	12
4.4. Forma de vida, classificação sucessional, síndromes de dispersão de sementes e origem das espécies amostradas.....	15
5. RESULTADOS	
5.1. Florística.....	17
5.2. Estrutura.....	22
6. DISCUSSÃO.....	27
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36

EXTRATO

CARDINELLI, Lucas de Siqueira, Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2013. **Avaliação da invasão de espécies exóticas no sub-bosque de uma floresta restaurada com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, em Viçosa, Minas Gerais.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

A utilização de florestas plantadas tem sido preconizada como estratégia de restauração de áreas degradadas, uma vez que o sub-bosque destes povoamentos pode atuar como catalisador da regeneração de espécies nativas. Entretanto, a invasão de espécies exóticas agressivas pode inibir a regeneração natural no sub-bosque, pois estas monopolizam os recursos, atrasando ou mesmo redirecionando o processo de enriquecimento e substituição florística. Neste contexto, este estudo objetivou avaliar a abundância local de palmeiras exóticas no sub-bosque de uma floresta restaurada com *Araucaria angustifolia*, localizado no campus da UFV, em Viçosa, MG. Foram alocadas 40 parcelas de 2 x 2 m e mensurado o DNS de todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura igual ou superior a 0,5 m e DNS igual ou inferior a 5,0 cm. Foram calculados os parâmetros fitossociológicos e os índices de diversidade e equabilidade. Também foi realizada a classificação das espécies quanto à forma de vida, classe

sucessional e síndrome de dispersão. Foram amostrados 980 indivíduos, conferindo uma alta densidade de plantas regenerantes. Esses pertenceram a 64 espécies, com maior porcentagem de arbustos em nível de indivíduos (79,1%) e de árvores em nível de espécies (35,9%). Além disso, houve maior proporção de espécies típicas de sub-bosque e de zoocóricas. A espécie com maior valor de importância foi *Piper pubisubmarginalum* (36,1), seguida de *Piper lucaenum* (33,1) e *Archontophoenix cunninghamiana* (30,5). A palmeira exótica *A cunninghamiana* apresentou a maior dominância, com 19,25% da área basal total, valor consideravelmente maior que o das demais espécies. Essa espécie é muito utilizada na arborização do campus da UFV de Viçosa, MG, e produz grande quantidade de frutos que atraem a avifauna da região, dispersando suas sementes para os fragmentos florestais mais próximos, sobretudo os trechos mais preservados. Os resultados indicam que *A cunninghamiana* se caracteriza como invasora da floresta em restauração, retardando ou mesmo inibindo a regeneração de espécies nativas, pois mesmo após 40 anos de restauração, o sub-bosque apresentou riqueza de espécies e diversidade menores que o encontrado em outros fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa. Assim, faz-se necessária a elaboração de um plano de manejo visando à retirada dessa espécie-problema e outras intervenções, como a semeadura ou plantio de *Euterpe edulis*, no sentido de garantir o sucesso da restauração.

1. INTRODUÇÃO

A utilização de florestas plantadas foi preconizada como estratégia de restauração de áreas degradadas, uma vez que o sub-bosque destas florestas atua como catalisador da regeneração de espécies arbustivas e arbóreas nativas e, com o passar do tempo, os indivíduos plantados vão cedendo espaço para uma floresta secundária (KEENAN et al., 1997; POWERS et al., 1997). Entretanto este processo de enriquecimento e substituição florística pode ser atrasado ou mesmo redirecionado quando espécies exóticas introduzidas passam a colonizar agressivamente este sub-bosque e a monopolizar os recursos, gerando um típico modelo de inibição da sucessão (CONNEL e SLATYER, 1997)

As espécies exóticas invasoras são consideradas a segunda maior causa de extinção de espécies no planeta, atrás somente da destruição de habitats, afetando diretamente a biodiversidade, a economia e a saúde humana. Reconhecendo a importância do problema causada pelas invasões biológicas, a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) estabeleceu, em seu Artigo 8, que país signatário deve, na medida do possível e conforme o caso, impedir a introdução, controlar ou erradicar as espécies exóticas invasoras que ameaçam ecossistemas, habitats e espécies nativas (MMA, 2006).

As invasões podem ocorrer acidentalmente ou propositadamente. Espécies são introduzidas com fins econômicos ou são transportadas acidentalmente, em cargas, água de lastro de navios ou mesmo na sola de sapatos. Ziller et al. (2004) afirmam que as primeiras translocações de espécies de uma região para outra do planeta foram intencionais e visavam basicamente suprir as necessidades agrícolas, florestais e outras de uso direto. Depois, em épocas mais recentes, o objetivo da introdução de espécies passou a ser para fins ornamentais, tornando-se, mais tarde, a razão de quase mais da metade dos casos registrados de plantas invasoras em alguns países.

No Brasil, a ciência das invasões biológicas desenvolveu-se de forma mais ampla apenas a partir desse século, com a notoriedade de algumas poucas espécies invasoras que passaram a causar grandes prejuízos às atividades humanas como o *Eragrostis plena* (capim-anoni) no Rio Grande do Sul e a contaminação de *Pinus* sp. no Paraná (ZILLER, 2001; ZILLER, 2005).

A ocorrência de espécies exóticas tem sido constatada em fragmentos de Mata Atlântica (PIVELLO et al., 1999; DISLICH et al., 2002; MARTINS & RODRIGUES, 2002; PEIXOTO et al., 2004) e resulta principalmente da proximidade destes fragmentos a áreas antropizadas, como culturas agrícolas e áreas urbanas.

Apesar da grande ameaça à biodiversidade, as invasões biológicas são um fenômeno ainda pouco estudado (DISLICH et al., 2002). Através de levantamentos florísticos e fitossociológicos é possível detectar o nível da invasão de espécies vegetais exóticas no sub-bosque de uma comunidade florestal. Para tanto, é necessário mensurar a representatividade das populações destas espécies na organização estrutural da comunidade avaliada. Estudos desta natureza são, portanto, essenciais na definição de estratégias de manejo visando eliminar espécies invasoras do sub-bosque de floresta homogêneas plantadas com finalidade de restauração da diversidade vegetal e funcionalidade do ecossistema.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O bioma Mata Atlântica encontra-se hoje com mais de 90% de sua área original convertida para uso humano, sendo que as áreas remanescentes em sua maior parte são representados por fragmentos pequenos e isolados (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL et al., 2000). Em uma paisagem onde os fragmentos florestais estão isolados, cercados por usos alternativos da terra, os povoamentos florestais passaram a ser vistos como possíveis habitats alternativos para auxiliar na conservação da biodiversidade, pois retêm mais espécies nativas do que o uso agrícola (FISCHER et al., 2006).

O sub-bosque de plantios florestais pode abrigar um grande número de espécies vegetais (GELDENHUYS, 1997, PARROTA, et al., 1997). As plantas do sub-bosque são importantes porque influenciam o fluxo de energia, fornecem habitat e alimento para animais (BERNDT et al., 2008) e controlam em parte o microclima da floresta (MACLEAN e WEIN, 1977). Elas também podem conter uma fração significativa da biomassa total do ecossistema (ALABACK, 1982) e desempenham importante papel na ciclagem de nutrientes (GILLIAM e TURRILL, 1993).

Os plantios homogêneos de espécies arbóreas podem contribuir para a conservação da biodiversidade de diversas formas: conectam fragmentos

florestais, criando corredores por onde a biota consegue transitar; servem como zona tampão nas bordas de florestas nativas, diminuindo contrastes de umidade, temperatura e vento entre o interior e a borda dos fragmentos; e suplementam ou complementam o habitat das espécies que ocorrem nos fragmentos (BROCKERHOFF et al., 2008).

As plantações florestais tem a capacidade de exercer efeito catalítico na sucessão secundária de ambientes perturbados, pois desempenham o mesmo papel de espécies pioneiras em condições normais (TABARELLI et al., 1993, SILVA JÚNIOR et al., 1994). Além disso, facilitam a regeneração natural da vegetação nativa por meio de mudanças microclimáticas, favorecendo a germinação, o estabelecimento de plântulas, o desenvolvimento de uma camada de serapilheira e húmus e um aumento da complexidade estrutural do habitat (ENGEL e PARROTTA, 2003)

A capacidade de regeneração natural das espécies nativas em situação de competição com as árvores dos plantios florestais assume então grande importância devido à frequência com que estas situações são encontradas no campo (SARTORI et al., 2002). São várias as essências florestais que tem sido objeto de investigação da regeneração natural em seus sub-bosques. Entre eles: *Eucalyptus* spp. (PARROTTA, 1999, SARTORI et al., 2002, SAPORETTI et al., 2003, SOUZA et al., 2007), *Pinus* spp. (GELDENHUYS, 1997, KEENAN et al., 1997), *Mimosa scabrella* (NAPPO et al., 2000), *Araucaria cunninghamii*, *Flindersia brayleyana* e *Toona ciliata* (KEENAM et al., 1997), *Leucaena leucocephala* e *Casuarina equisetifolia* (PARROTTA, 1999), *Araucaria angustifolia* (RIBEIRO et al., 2012).

A condução dessa regeneração seria uma ferramenta viável e eficiente no processo de restauração florestal (RODRIGUES e GANDOLFI, 1996, CARNEIRO, 2002) gerando acréscimos evidentes à biodiversidade local. Entretanto, a introdução acidental ou proposital de espécies exóticas agressivas pode inibir a sucessão natural no sub-bosque, pois estas monopolizam os recursos disponíveis, atrasando ou mesmo redirecionando o

processo de enriquecimento e substituição florística (CONNEL e SLATYER, 1997).

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2006), as espécies exóticas invasoras são organismos que, uma vez introduzidas num novo ambiente, se estabelecem e passam a reproduzir e se propagar a ponto de ocupar o espaço de espécies nativas e proporcionar alterações nos processos ecológicos naturais. Com o tempo, as espécies invasoras tendem a se tornar dominantes, podendo causar impactos ambientais, sociais e econômicos negativos.

As plantas exóticas invasoras tendem à homogeneização da flora mundial, ameaçando a biodiversidade global devido ao seu poder expansivo e degradador de ambientes naturais (LUGO, 1988). Usher (1988) sugere que não existe nenhuma reserva natural no mundo sem pelo menos uma espécie vegetal introduzida (exceto na Antártida).

Richardson et al. (2000) relataram que o processo de invasão pode ser compreendido como uma série de etapas sucessivas e para atingir cada uma, a espécie invasora deve ultrapassar uma série de barreiras.

A primeira barreira é a geográfica, ou seja, o oceano, uma cadeia de montanhas, uma região desértica. Segundo Ziller (2000), espécies que ocorrem numa área fora de seu limite natural historicamente conhecido, como resultado de dispersão acidental ou intencional, são denominadas espécies exóticas ou introduzidas. Atualmente, o transporte de espécies ao redor do mundo acontece de forma mais rápida e com maior abrangência que antigamente, particularmente como resultado da expansão das viagens e do comércio mundial (PIMENTEL et al., 2001). Essa capacidade de deslocamento acelera o processo de propagação de espécies exóticas.

A segunda barreira é relacionada às limitações que condicionam a sobrevivência e capacidade reprodutiva de espécies introduzidas. Segundo o Programa Global de Espécies Invasoras (GISP, 2005), espécies exóticas que conseguem se reproduzir e estabelecer populações sustentáveis são

denominadas espécies estabelecidas. Introduções intencionais contam com maior pressão de propágulo, além dos cuidados prestados pelo ser humano, uma vez que o transporte é feito de acordo com seus interesses (LEAHY, 2009). Segundo Theorahides e Duker (2007), outro aspecto importante relacionado à intencionalidade da introdução está na seleção das espécies transportadas que podem possuir características que facilitam a sua sobrevivência.

A terceira e última barreira inclui características ambientais como a presença de predadores naturais e a falta de agentes dispersores que inibam a dispersão de espécies estabelecidas. O processo de dispersão resultaria na ampliação da área de ocorrência da população da espécie exótica (ZILLER et al., 2007). A espécie exótica pode ser considerada invasora quando passa a dominar o ambiente e causar a homogeneização da área, provocando efeitos negativos na localidade invadida (SHEA e CHESSON, 2002).

Marchante e Marchante (2006) relataram que a grande maioria das espécies exóticas introduzidas permanece nas etapas iniciais do processo, pois se naturalizam e; só uma percentagem muito pequena se torna invasora. O sucesso dos processos de invasão depende não somente dos atributos da espécie, mas também da natureza, da história e da dinâmica dos ecossistemas invadidos.

De qualquer forma, a introdução, o estabelecimento e a dispersão de plantas exóticas representam uma séria ameaça para a preservação da biodiversidade nos diferentes ambientes de várias partes do mundo. Quando se trata de uma unidade de conservação, o impacto mais freqüente é a dominância do meio invadido, implicando na expulsão de espécies nativas, redução de populações naturais e, por vezes, risco de extinção local, significando, na realidade, uma perda no patrimônio genético (ZILLER e GALVÃO, 2002).

O processo de invasão biológica pode ser analisado por meio de duas abordagens diferentes: pelo ponto de vista do ambiente ou pelo ponto de vista

do invasor. A primeira estuda os fatores do ambiente que conferiram resistência contra invasões, abordada como uma característica inerente ao ecossistema. A segunda é aquela que estuda principalmente as espécies ou populações de invasores (LONSDALE, 1999). As características que aumentam as chances de uma espécie se tornar invasora e as características que tornam determinado ecossistema mais suscetível a invasões biológicas são temas que vêm sendo investigados (NOBLE, 1989; ROY, 1990; LODGE, 1993; REJMANEK e RICHARDSON, 1996; WILLIAMSON e FITTER, 1996).

A suscetibilidade de uma comunidade a invasão pode ser tratada mais como uma característica dinâmica do que intrínseca. Um dos fatores que mais influenciam a invasão de uma espécie é a disponibilidade de recursos para ela, que é extremamente variável no tempo e no espaço. Portanto, a suscetibilidade pode aumentar quando a disponibilidade de recursos aumenta por algum motivo, tal como abertura de clareiras pela mortalidade de indivíduos mais velhos ou quando uma perturbação introduz recursos adicionais (KNOPS et al. 1995; DAVIS et al. 2000).

Florestas tropicais pouco perturbadas parecem ser raramente invadidas (LAURANCE e BIERREGAARD, 1997), embora haja exceções a esta regra (CRONK e FULLER, 1995; PETERS, 2001). Nestas florestas, lianas e trepadeiras exóticas podem ter efeito importante nas bordas, sendo também frequente a ocorrência de plantas exóticas colonizando clareiras. Estas, porém, geralmente têm existência efêmera e vão progressivamente se retirando da comunidade, com o fechamento do dossel (LAURANCE e BIERREGAARD, 1997).

Habitat florestais perturbados parecem ser muito mais suscetíveis às invasões biológicas. Muitas invasoras são heliófitas, encontrando mais oportunidades de estabelecimento nestes locais perturbados. Em geral, fragmentos pequenos de habitat naturais são mais suscetíveis à invasão biológica do que grandes áreas contínuas (CRONK e FULLER, 1995; LAURANCE e BIERREGAARD, 1997).

A diversidade de espécies tem sido frequentemente analisada como influente nas propriedades das comunidades e dos ecossistemas. Desse modo, a biodiversidade tem sido correlacionada tanto positiva quanto negativamente à suscetibilidade de um ambiente à invasão. É difícil determinar o real papel da diversidade na resistência do ambiente a invasões, pois variam em conjunto com fatores extrínsecos, como perturbações e disponibilidade de recursos (LEVINE e D'ANTONIO, 1999).

A investigação sobre morfologia e fisiologia de plantas invasoras também traz respostas importantes sobre o poder de invasão. É imprescindível analisar a capacidade ou não de reprodução vegetativa e as características das sementes e da dispersão de uma espécie invasora, pois esses fatores se relacionam com seu poder de colonização, com seu poder competitivo e seu poder de disseminação após o estabelecimento (PETENON, 2006). Outro exemplo seria a maior eficiência no uso da energia fotossintética por parte das invasoras agressivas quando comparadas às nativas (NAGEL et al., 2004).

Segundo a hipótese de liberação de inimigos naturais (KEANE e CRAWLEY, 2002), uma das razões para o sucesso de espécies exóticas como invasoras é que estas espécies encontram-se ocupando novos ambientes livres de seus inimigos naturais, como patógenos e herbívoros especializados, que controlam o crescimento de suas populações em sua área de distribuição original. Sem estes fatores de regulação, plantas invasoras podem investir em estruturas reprodutivas os recursos que seriam utilizados em substâncias ou estruturas de defesa, além de alcançarem maior sobrevivência. Assim, uma proporção comparativamente maior dos propágulos produzidos pelas espécies invasoras poderia sobreviver em relação aos produzidos por espécies nativas, que continuam sob o controle de seus inimigos naturais (KEANE e CRAWLEY, 2002).

No Brasil, há uma lacuna de informação sobre o manejo e políticas públicas para espécies invasoras. Pelo menos onze gramíneas africanas introduzidas no Brasil são invasoras altamente agressivas (FILGUEIRAS, 1989). As gramíneas C4 perenes tais como *Urochloa* spp. (capim-braquiária),

Panicum maximum (capim-colonião), *Penisetum purpureum* (capim-napiê) e *Melinis minutiflora* (capim-melado) são as invasoras mais comuns (ZILLER, 2002), apresentando alelopatia e alta inflamabilidade no inverno, grave problema nas regiões de cerrado. Possuem ocorrência pantropical, podendo ser observadas ao longo de rodovias de todo o país, assim como em bordas de fragmentos florestais, margens ciliares e áreas desmatadas. *Eragrostis plana* (capim-annoni), espécie recentemente introduzida nas pastagens do Rio Grande do Sul, é outra gramínea exótica invasora que já invadiu grande parte deste estado (ZILLER, 2002). *Casuarina equisetifolia* (casuarina) é uma invasora comum de restingas do sul e sudeste do país (ZAMITH e DALMASO, 2000). *Furcroya gigante* (sisal) é invasora de costões rochosos e áreas rupestres no sul do Brasil. *Hovenia dulcis* (uva do Japão) é invasora de áreas secundárias de Floresta Ombrófila Mista (ZILLER, 2002). A invasão de matas ciliares por *Leucaena leucocephala* (leucena) é comum em áreas de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste brasileiro (ZILLER, 2002).

Embora ainda não exista um consenso para a abordagem da quantificação do impacto de invasões biológicas, Parker et al. (1999) sugerem que três fatores devem ser levados em conta para medi-lo: área total ocupada, abundância local, e alguma medida do impacto por indivíduo. Quanto maior qualquer um desses fatores, maior o impacto causado pela espécie. O raciocínio utilizado no uso da abundância do invasor como medida do impacto é de que qualquer biomassa, ou espaço, ou energia controlada pelo invasor representa recursos não mais disponíveis para competidores (PARKER et al. 1999).

3. OBJETIVOS

Este estudo teve por objetivos:

- 1) Identificar espécies vegetais exóticas no sub-bosque de uma floresta restaurada com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, no campus da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa - MG;
- 2) Quantificar a representatividade das espécies vegetais exóticas e comparar com as nativas na estrutura e riqueza florística do sub-bosque de uma floresta restaurada com *A. angustifolia*, localizado no campus da Universidade Federal de Viçosa;
- 3) Caracterizar em termos florísticos, fitossociológicos e sucessionais o sub-bosque de uma floresta restaurada com *A. angustifolia*, localizado no campus da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa e comparar com outros estudos desenvolvidos nesse município.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em uma floresta restaurada a partir do reflorestamento puro de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze localizado no campus da Universidade Federal de Viçosa, no município de Viçosa, Minas Gerais.

A espécie *Araucaria angustifolia* é uma árvore heliófita, pioneira, característica de regiões de altitude onde forma as chamadas “matas de pinhais”. Ocorre em Minas Gerais e Rio de Janeiro até o Rio Grande do Sul em regiões de altitude acima de 900 m (no sul acima de 500) (LORENZI, 1992), não sendo nativa da região de Viçosa.

O povoamento de *A. angustifolia* tem aproximadamente 40 anos de idade e apresenta um sub-bosque com vigorosa regeneração de espécies arbustivo-arbóreas típicas da Floresta Estacional Semidecidual da região. Contudo, são observadas também espécies exóticas. Como *A. angustifolia* não apresentou regeneração e vários indivíduos estão senescentes, a área tende a se transformar, no longo prazo, numa Floresta Estacional típica. Contudo, este

processo pode ser dificultado pelas populações de espécies exóticas em regeneração no sub-bosque.

4.2. Amostragem da vegetação

No sub-bosque da floresta restaurada com *A. angustifolia* foi feita a alocação ao acaso de 40 parcelas experimentais de 2x2 m. Para a demarcação foi utilizado canos de PVC e barbante. Em cada parcela foi mensurado o diâmetro no nível do solo (DNS) de todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura igual ou superior a 0,5 m e DNS igual ou inferior a 5,0 cm.

4.3. Análise de dados

Os dados de campo foram analisados através do programa FITOPAC 2 (SHEPHERD, 2010). Foram calculados os parâmetros fitossociológicos de densidade, freqüência e dominância absolutas e relativas e, a partir destes, o valor de importância, seguindo as fórmulas (MULLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974):

$$DA_i = \frac{n_i}{A}; \quad DR_i = \frac{DA_i}{DTA} \times 100$$

em que:

DA_i = densidade absoluta da i-ésima espécie, em número de indivíduos por hectare;

DR_i = densidade relativa (%) da i-ésima espécie;

DTA = densidade total da amostra;

n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie na amostragem;

A = área total da amostragem, em hectare.

$$DoA_i = \frac{AB_i}{A}; \quad DoR_i = \frac{DoA_i}{DoT} \times 100$$

em que:

DoA_i = dominância absoluta da i -ésima espécie, em m^2 , por hectare;

DoR_i = dominância relativa (%) da i -ésima espécie;

A = área amostrada, em hectare;

AB_i = área basal da i -ésima espécie, em m^2 , na área amostrada

$$FA_i = \frac{U_i}{UT} \times 100; \quad FR_i = \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^s FA_i} \times 100$$

em que:

FA_i = frequência absoluta da i -ésima espécie;

FR_i = frequência relativa (%) da i -ésima espécie;

U_i = número de unidades de amostra em que ocorre a i -ésima espécie; e

UT = número total de unidades amostrais.

$$VI_i = DR_i + DoR_i + FR_i; \quad VI_i(\%) = \frac{VI_i}{3}$$

em que:

Vli = valor de importância absoluto da i -ésima espécie;

Vli (%) = valor de importância relativo (%) da i-ésima espécie.

Foi calculado também o índice de diversidade de Shannon (H') (MAGURRAN, 1988) e o índice de equabilidade (J') (PIELOU, 1975), segundo as fórmulas:

$$H' = \frac{\left[DT \ln(DT) - \sum_{i=1}^s DA_i \ln(DA_i) \right]}{DT}$$

em que

H' = índice de diversidade de Shannon;

DT = densidade total;

DA_i = densidade absoluta da i-ésima espécie;

ln = logaritmo neperiano.

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{máx}}}; \quad H'_{\text{máx}} = \ln(s)$$

em que

J' = índice de equabilidade de Pielou;

H' = índice de diversidade de Shannon;

S = número total de espécies amostradas

4.4. Forma de vida, classificação sucessional, síndromes de dispersão de sementes, e origem das espécies amostradas

Para a classificação das espécies quanto à forma de vida seguiu-se Font Quer (1979) e Radford et al. (1974).

Visando aumentar o nível de informações sobre a ecologia das espécies e auxiliar na discussão sobre a dinâmica da vegetação colonizadora do sub-bosque de *A. angustifolia*, as espécies arbustivo-arbóreas amostradas foram classificadas em categorias sucessionais, tomando-se como referência os trabalhos de Gandolfi et al. (1995) e Tabarelli et al. (1993). Assim foram adotadas três categorias sucessionais segundo as definições de Gandolfi et al. (1995), pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias, além das espécies tolerantes à sombra, típicas de sub-bosque, segundo Tabarelli et al. (1993):

Pioneiras: espécies dependentes de luz que não ocorrem no sub-bosque, se desenvolvendo em clareiras ou nas bordas da floresta.

Secundárias iniciais: espécies que ocorrem em condições de sombreamento médio ou luminosidade não muito intensa; em clareiras pequenas, bordas de clareiras grandes, bordas de floresta ou no sub-bosque pouco sombreado.

Secundárias tardias: espécies que se desenvolvem no sub-bosque, sombreamento leve ou denso, permanecendo neste ambiente até alcançar o dossel.

Espécies de Sub-bosque: espécies que têm todo seu ciclo de vida no interior da floresta, sem alcançar o dossel. Podem estabelecer-se nos diversos estágios sucessionais da floresta, sendo principalmente um grupo funcional e não sucessional.

Não Classificada: espécies que por falta de informações não puderam ser incluídas em nenhuma das categorias anteriores.

As espécies amostradas também foram classificadas quanto à síndrome de dispersão de propágulos segundo van der Pijl (1982) em: Zoocóricas, que apresentam características morfológicas ligadas à dispersão por animais; Anemocóricas, que apresentam mecanismos que facilitam sua dispersão pelo vento; e Autocóricas, que apresentam mecanismos de auto-dispersão. Essa classificação foi baseada na literatura especializada.

A classificação das espécies quanto à origem (nativa ou exótica) foi baseada na Lista de Espécies da Flora do Brasil (FORZZA et al., 2010) e em Lorenzi et al. (2003).

5. RESULTADOS

5.1. Florística

Foram amostrados 980 indivíduos que perfizeram 0,083 m² de área basal total, o que em um hectare corresponderia, pela amostragem realizada, a 61250 indivíduos e 5,195 m².

Dos indivíduos amostrados, foram identificadas 50 espécies, pertencentes a 22 famílias botânicas, além de 5 espécies indeterminadas, 6 espécies identificadas somente a nível de gênero e 3 somente a nível de família, totalizando 64 morfo-espécies (Quadro 1).

Com relação à distribuição das espécies por forma de vida (Figura 1), verificou-se maior proporção de árvores (23 espécies), seguida de arbusto (22), não classificadas (11), a classe intermediária árvore/arbusto (6) e palmeiras (2). Em nível de indivíduos a proporção de arbustos foi consideravelmente maior, com 775 indivíduos, seguida de árvore (66), não classificadas (59), palmeiras (45) e a classe intermediária árvore/arbusto (35).

QUADRO 1: Composição florística das espécies arbustivo-arbóreas amostradas no sub-bosque de uma floresta restaurada com *Araucaria angustifolia*, em Viçosa, MG, com indicação da forma de vida (FV): Arv = árvore, Arb = arbusto, Arv/Arb = árvore/arbusto, Palm.= palmeira, NC = não classificada; do grupo sucessional (GS): P = pioneira, SI = secundária inicial, ST = secundária tardia, SB = espécie de sub-bosque, NC = não classificada; da síndrome de dispersão (SD): Zoo = zoocórica, Anemo = anemocórica, Auto = autocórica, NC = não classificada; e origem: N = nativa e E = exótica.

Família/Espécie	F.V.	G.S.	S.D.	Origem
Acanthaceae				
<i>Aphelandra schottiana</i> (Nees) Profice	Arb.	SB	Auto.	N
<i>Ruellia brevifolia</i> (Pohl) C.Ezcurra	Arb.	SB	Auto.	N
Anacardiaceae				
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Arv.	SI	Zoo.	N
Arecaceae				
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> H. Wendl. & Drude	Palm.	NC	Zoo.	E
<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R. Br. ex Mart.	Palm.	NC	Zoo.	E
Bignoniaceae				
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Arv.	SI	Anemo.	N
Burseraceae				
<i>Protium warmingianum</i> Marchand	Arv.	ST	Zoo.	N
Euphorbiaceae				
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp & Endl	Arv.	P	Zoo.	N
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Arv.	P	Zoo.	N
Fabaceae				
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Arv.	SI	Anemo.	N
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Arv.	SI	Zoo.	N
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Arv.	SI	Anemo.	N
<i>Senna affinis</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Arv./Arb.	NC	Auto.	N
Lauraceae				
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	Arv.	ST	Zoo.	N
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Arv.	ST	Zoo.	N
<i>Ocotea</i> sp. 1	NC	ST	Zoo.	N
<i>Ocotea</i> sp. 2	NC	ST	Zoo.	N
<i>Ocotea</i> sp. 3	NC	ST	Zoo.	N
Melastomataceae				
<i>Leandra reversa</i> (DC.) Cogn.	Arb.	SI	Zoo.	N
<i>Miconia budlejoides</i> Triana	Arv.	P	Zoo.	N
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	Arv.	P	Zoo.	N
<i>Ossaea marginata</i> (Desr.) Triana	Arb.	NC	Zoo.	N
Meliaceae				
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Arv.	SI	Anemo.	N
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Arv.	ST	Zoo.	N

Continua.

QUADRO 1: Continuação

Família/Espécie	F.V.	G.S.	S.D.	Origem
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Arv.	ST	Zoo.	N
Moraceae				
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott ex Spreng.	Arv.	SI	Zoo.	N
Myrtaceae				
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Arv.	ST	Zoo.	N
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Arv.	SI	Zoo.	N
Myrtaceae	NC	NC	NC	N
Phyllanthaceae				
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Arv.	SI	Zoo.	N
Piperaceae				
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Arv./Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper caldense</i> C.DC.	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper crassinervium</i> Kunth	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper lucaeum</i> Kunth	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper mollicomum</i> Kunth	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper pubisubmarginalum</i> Yunck.	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper</i> sp. 1	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper</i> sp. 2	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper umbellatum</i> L.	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Piper vicosanum</i> Yunck.	Arb.	SB	Zoo.	N
Rosaceae				
<i>Rubus sellowii</i> Cham. & Schtdl.	Arb.	SB	Zoo.	N
Rubiaceae				
<i>Psychotria hastisepala</i> Müll.Arg.	Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Psychotria rhytidocarpa</i> Müll.Arg.	Arb.	SB	Zoo.	N
Rubiaceae 1	NC	NC	NC	N
Rubiaceae 2	NC	NC	NC	N
<i>Rudgea sessilis</i> (Vell.) Müll.Arg.	Arb.	SB	Zoo.	N
Rutaceae				
<i>Citrus</i> sp.	Arb.	NC	Zoo.	E
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Arv.	P	Zoo.	N
Salicaceae				
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Arv.	SI	Zoo.	N
Sapindaceae				
<i>Allophylus sericeus</i> (Cambess.) Radlk.	Arv./Arb.	SI	Zoo.	N
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	Arv.	SI	Zoo.	N
Siparunaceae				
<i>Siparuna brasiliensis</i> (Spreng.) A.DC.	Arv./Arb.	SB	Zoo.	N
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Arv./Arb.	SB	Zoo.	N
Solanaceae				
<i>Cestrum schlechtendalii</i> G.Don	Arv./Arb.	P	Zoo.	N

Continua.

QUADRO 1: Continuação

Família/Espécie	F.V.	G.S.	S.D.	Origem
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	Arb.	P	Zoo.	N
<i>Solanum decompositiflorum</i> Sendtn.	Arb.	P	Zoo.	N
Urticaceae				
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Arv.	P	Zoo.	N
<i>Ureia baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Arb.	P	Zoo.	N

Na distribuição das espécies por classe sucessional (Figura 2), verificou-se maior proporção para a classe de espécies típicas de sub-bosque (19 espécies), em segunda posição houve um empate entre secundária inicial e não classificada (13), seguida de pioneira (10) e secundária tardia (9). Com relação a número de indivíduos, a classe de espécies típicas de sub-bosque foi significativamente maior, com 761 indivíduos, seguida por não classificada (111), secundária inicial (62) e na última posição empate entre secundária inicial e pioneira (23).

Na distribuição das espécies por síndrome de dispersão (Figura 3), verificou-se que a grande maioria é zoocórica (49 espécies), seguida de não classificada (8), anemocórica (4) e autocórica (3). Em nível de indivíduos verificou-se que a proporção de zoocóricas é ainda maior, com 849 indivíduos, seguida de autocórica (67), não classificada (48) e anemocórica (16).

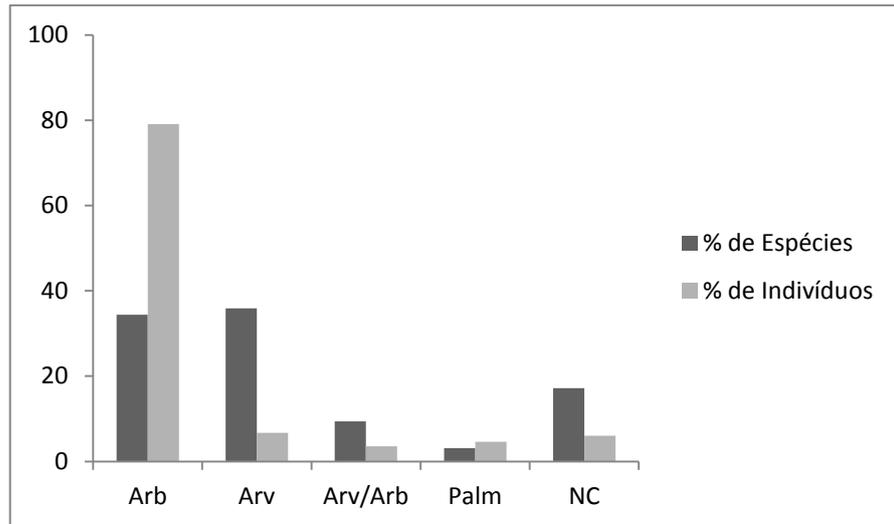


FIGURA 1: Distribuição, por forma de vida, das espécies e indivíduos amostrados no sub-bosque de um povoamento de *A. angustifolia*, Viçosa, MG.

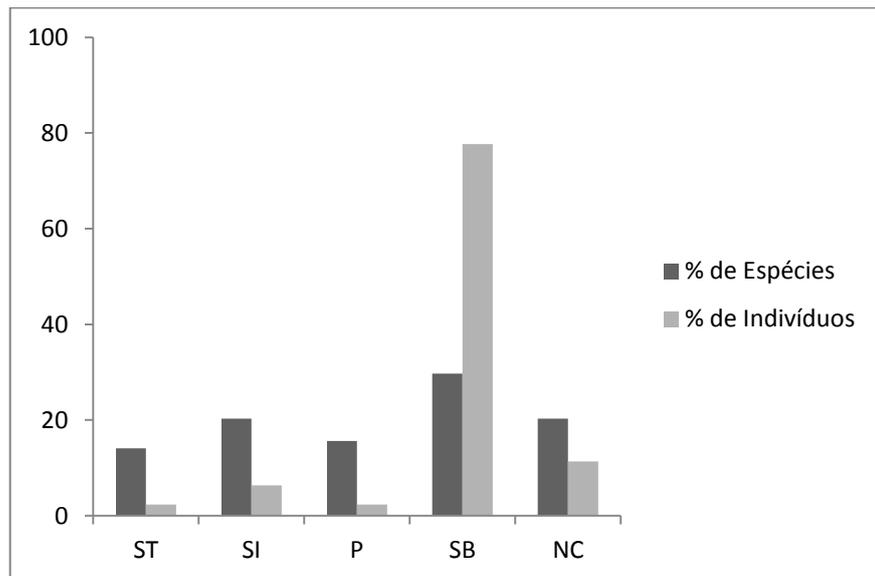


FIGURA 2: Distribuição, por grupo sucessional, das espécies e indivíduos amostrados no sub-bosque de um povoamento de *A. angustifolia*, Viçosa, MG.

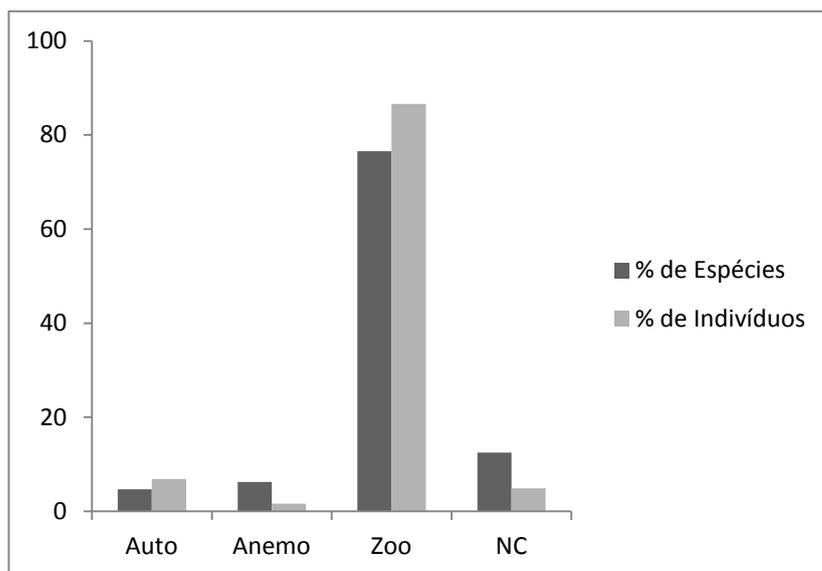


FIGURA 3: Distribuição, por síndrome de dispersão, das espécies e indivíduos amostrados no sub-bosque de um povoamento de *A. angustifolia*, Viçosa, MG.

5.2. Estrutura

O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 2,81 e o índice de equabilidade de Pielou (J') foi de 0,668.

As espécies com os maiores valores de importância (VI) foram *Piper pubisubmarginalum* Yunck (12,03%), *Piper lucaeanum* Kunth (11,02%), *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude (10,15%), *Aphelandra schottiana* (Nees) Profice (6,17%) e *Piper vicosanum* Yunck. (5,45%) (Quadro 2; Figura 4).

As famílias mais relevantes, com relação ao VI, foram Piperaceae, Arecaceae, Acanthaceae e Rubiaceae. As duas primeiras famílias juntas somaram 48,8% do valor de importância (Quadro 3; Figura 5).

QUADRO 2: Parâmetros fitossociológicos para o estrato de regeneração no sub-bosque de uma floresta restaurada com *Araucaria angustifolia*, em Viçosa, MG. N = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VI = valor de importância; VI(%)= valor de importância em porcentagem.

Espécie	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	VI(%)
<i>Piper pubisubmarginalum</i>	234	14625	23,9	0,2856	5,497	45	6,72	36,09	12,03
<i>Piper lucaeum</i>	189	11813	19,3	0,3276	6,306	50	7,46	33,05	11,02
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	44	2750	4,5	1,0004	19,255	45	6,72	30,46	10,15
<i>Aphelandra schottiana</i>	63	3937,5	6,4	0,2213	4,259	52,5	7,84	18,52	6,17
<i>Piper vicosanum</i>	71	4437,5	7,2	0,1043	2,007	47,5	7,09	16,34	5,45
<i>Piper gaudichaudianum</i>	22	1375	2,2	0,4456	8,577	25	3,73	14,55	4,85
<i>Piper crassinervium</i>	56	3500	5,7	0,1636	3,148	30	4,48	13,34	4,45
<i>Ficus adhatodifolia</i>	14	875	1,4	0,4426	8,519	20	2,99	12,93	4,31
<i>Anadenanthera peregrina</i>	11	687,5	1,1	0,3537	6,809	20	2,99	10,92	3,64
<i>Psychotria rhytidocarpa</i>	16	1000	1,6	0,2208	4,250	17,5	2,61	8,49	2,83
Indeterminado 1	41	2562,5	4,2	0,1267	2,438	12,5	1,87	8,49	2,83
<i>Siparuna guianensis</i>	9	562,5	0,9	0,2072	3,989	20	2,99	7,89	2,63
<i>Rudgea sessilis</i>	11	687,5	1,1	0,2054	3,954	17,5	2,61	7,69	2,56
<i>Piper</i> sp. 2	46	2875	4,7	0,0211	0,406	10	1,49	6,59	2,20
<i>Siparuna brasiliensis</i>	8	500	0,8	0,1485	2,858	15	2,24	5,91	1,97
<i>Leandra reversa</i>	16	1000	1,6	0,0202	0,389	22,5	3,36	5,38	1,79
<i>Piper arboreum</i>	13	812,5	1,3	0,0156	0,299	12,5	1,87	3,49	1,16
<i>Ossaea marginata</i>	15	937,5	1,5	0,0165	0,318	10	1,49	3,34	1,11
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	2	125	0,2	0,1003	1,931	5	0,75	2,88	0,96
<i>Casearia decandra</i>	5	312,5	0,5	0,0394	0,758	10	1,49	2,76	0,92
<i>Urera baccifera</i>	5	312,5	0,5	0,0115	0,222	12,5	1,87	2,60	0,87
<i>Guarea guidonia</i>	3	187,5	0,3	0,0689	1,326	5	0,75	2,38	0,79
<i>Psychotria hastisepala</i>	7	437,5	0,7	0,0265	0,511	7,5	1,12	2,34	0,78
<i>Cupania ludowigii</i>	4	250	0,4	0,0226	0,436	10	1,49	2,34	0,78
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2	125	0,2	0,0634	1,220	5	0,75	2,17	0,72
<i>Livistona chinensis</i>	1	62,5	0,1	0,0841	1,618	2,5	0,37	2,09	0,70
<i>Piper caldense</i>	5	312,5	0,5	0,0233	0,448	7,5	1,12	2,08	0,69
<i>Ocotea</i> sp. 3	7	437,5	0,7	0,0122	0,235	7,5	1,12	2,07	0,69
<i>Sapium glandulosum</i>	1	62,5	0,1	0,0776	1,493	2,5	0,37	1,97	0,66
<i>Solanum cernuum</i>	6	375	0,6	0,0121	0,232	7,5	1,12	1,96	0,65
<i>Cedrela fissilis</i>	3	187,5	0,3	0,0246	0,474	7,5	1,12	1,90	0,63
<i>Ocotea puberula</i>	4	250	0,4	0,0155	0,298	7,5	1,12	1,83	0,61
<i>Cecropia hololeuca</i>	3	187,5	0,3	0,0165	0,318	7,5	1,12	1,74	0,58
<i>Trichilia pallida</i>	2	125	0,2	0,0320	0,617	5	0,75	1,57	0,52
<i>Alchornea glandulosa</i>	2	125	0,2	0,0180	0,347	5	0,75	1,30	0,43
<i>Ocotea</i> sp. 1	3	187,5	0,3	0,0105	0,202	5	0,75	1,25	0,42

Continua.

QUADRO 2: Continuação

Espécie	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	VI(%)
<i>Citrus</i> sp.	1	62,5	0,1	0,0393	0,756	2,5	0,37	1,23	0,41
<i>Piper</i> sp. 1	4	250	0,4	0,0021	0,040	5	0,75	1,19	0,40
<i>Cestrum schlechtendalii</i>	2	125	0,2	0,0033	0,063	5	0,75	1,01	0,34
<i>Rubus sellowii</i>	2	125	0,2	0,0020	0,039	5	0,75	0,99	0,33
Indeterminado 2	1	62,5	0,1	0,0205	0,394	2,5	0,37	0,87	0,29
<i>Piper mollicomum</i>	2	125	0,2	0,0150	0,289	2,5	0,37	0,87	0,29
<i>Senna affinis</i>	2	125	0,2	0,0129	0,248	2,5	0,37	0,83	0,28
Indeterminado 5	1	62,5	0,1	0,0171	0,330	2,5	0,37	0,80	0,27
Indeterminado 4	1	62,5	0,1	0,0162	0,312	2,5	0,37	0,79	0,26
<i>Ocotea</i> sp. 2	1	62,5	0,1	0,0156	0,301	2,5	0,37	0,78	0,26
Indeterminado 3	1	62,5	0,1	0,0147	0,283	2,5	0,37	0,76	0,25
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	1	62,5	0,1	0,0140	0,270	2,5	0,37	0,75	0,25
<i>Ruellia brevifolia</i>	2	125	0,2	0,0025	0,047	2,5	0,37	0,62	0,21
Rubiaceae 2	1	62,5	0,1	0,0075	0,144	2,5	0,37	0,62	0,21
<i>Protium warmingianum</i>	1	62,5	0,1	0,0060	0,115	2,5	0,37	0,59	0,20
Myrtaceae	1	62,5	0,1	0,0039	0,075	2,5	0,37	0,55	0,18
<i>Eugenia uniflora</i>	1	62,5	0,1	0,0036	0,070	2,5	0,37	0,55	0,18
<i>Allophylus sericeus</i>	1	62,5	0,1	0,0027	0,053	2,5	0,37	0,53	0,18
<i>Machaerium nyctitans</i>	1	62,5	0,1	0,0024	0,047	2,5	0,37	0,52	0,17
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	62,5	0,1	0,0020	0,039	2,5	0,37	0,51	0,17
<i>Piper umbellatum</i>	1	62,5	0,1	0,0019	0,036	2,5	0,37	0,51	0,17
<i>Solanum decompositiflorum</i>	1	62,5	0,1	0,0013	0,025	2,5	0,37	0,50	0,17
<i>Tapirira guianensis</i>	1	62,5	0,1	0,0011	0,021	2,5	0,37	0,50	0,17
<i>Miconia pusilliflora</i>	1	62,5	0,1	0,0008	0,015	2,5	0,37	0,49	0,16
<i>Miconia budlejoides</i>	1	62,5	0,1	0,0006	0,011	2,5	0,37	0,49	0,16
<i>Ocotea dispersa</i>	1	62,5	0,1	0,0004	0,008	2,5	0,37	0,48	0,16
Rubiaceae 1	1	62,5	0,1	0,0002	0,004	2,5	0,37	0,48	0,16
<i>Myrcia splendens</i>	1	62,5	0,1	0,0002	0,004	2,5	0,37	0,48	0,16
Total geral	980	61250	100	5,1955	100	670	100	300	100

QUADRO 3: Parâmetros fitossociológicos para as famílias das espécies amostradas no sub-bosque de uma floresta restaurada com *Araucaria angustifolia*, em Viçosa, MG. NI = número de indivíduos; NE = número de espécies; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VI = valor de importância; VI(%)= valor de importância em porcentagem.

Famílias	NI	NE	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	VI(%)
Piperaceae	643	11	40187,5	65,61	1,405	27,05	100	19,70	112,37	37,46
Arecaceae	45	2	2812,5	4,59	1,084	20,87	45	8,87	34,33	11,44
Acanthaceae	65	2	4062,5	6,63	0,224	4,31	55	10,84	21,78	7,26
Rubiaceae	36	5	2250	3,67	0,460	8,86	42,5	8,37	20,91	6,97
Siparunaceae	17	2	1062,5	1,73	0,356	6,85	35	6,90	15,48	5,16
Fabaceae	16	4	1000	1,63	0,432	8,32	25	4,93	14,88	4,96
Moraceae	14	1	875	1,43	0,443	8,52	20	3,94	13,89	4,63
Indeterminado	45	5	2812,5	4,59	0,195	3,76	20	3,94	12,29	4,10
Melastomataceae	33	4	2062,5	3,37	0,038	0,73	35	6,90	11,00	3,67
Lauraceae	16	5	1000	1,63	0,054	1,04	25	4,93	7,60	2,53
Meliaceae	8	3	500	0,82	0,126	2,42	12,5	2,46	5,70	1,90
Urticaceae	8	2	500	0,82	0,028	0,54	17,5	3,45	4,80	1,60
Solanaceae	9	3	562,5	0,92	0,017	0,32	15	2,96	4,19	1,40
Euphorbiaceae	3	2	187,5	0,31	0,096	1,84	7,5	1,48	3,62	1,21
Sapindaceae	5	2	312,5	0,51	0,025	0,49	12,5	2,46	3,46	1,15
Salicaceae	5	1	312,5	0,51	0,039	0,76	10	1,97	3,24	1,08
Phyllanthaceae	2	1	125	0,20	0,100	1,93	5	0,99	3,12	1,04
Rutaceae	2	2	125	0,20	0,041	0,79	5	0,99	1,98	0,66
Myrtaceae	3	3	187,5	0,31	0,008	0,15	7,5	1,48	1,93	0,64
Rosaceae	2	1	125	0,20	0,002	0,04	5	0,99	1,23	0,41
Bignoniaceae	1	1	62,5	0,10	0,014	0,27	2,5	0,49	0,86	0,29
Burseraceae	1	1	62,5	0,10	0,006	0,12	2,5	0,49	0,71	0,24
Anacardiaceae	1	1	62,5	0,10	0,001	0,02	2,5	0,49	0,62	0,21

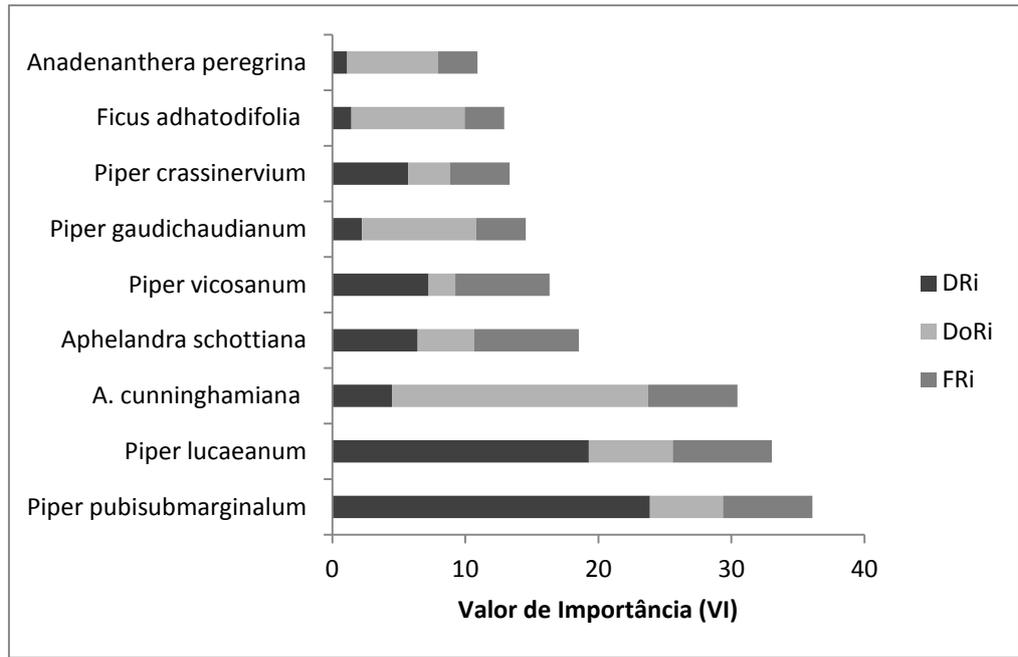


FIGURA 4: Valor de Importância para as espécies mais relevantes. DR= densidade relativa; DoR= dominância relativa; FR= frequência relativa.

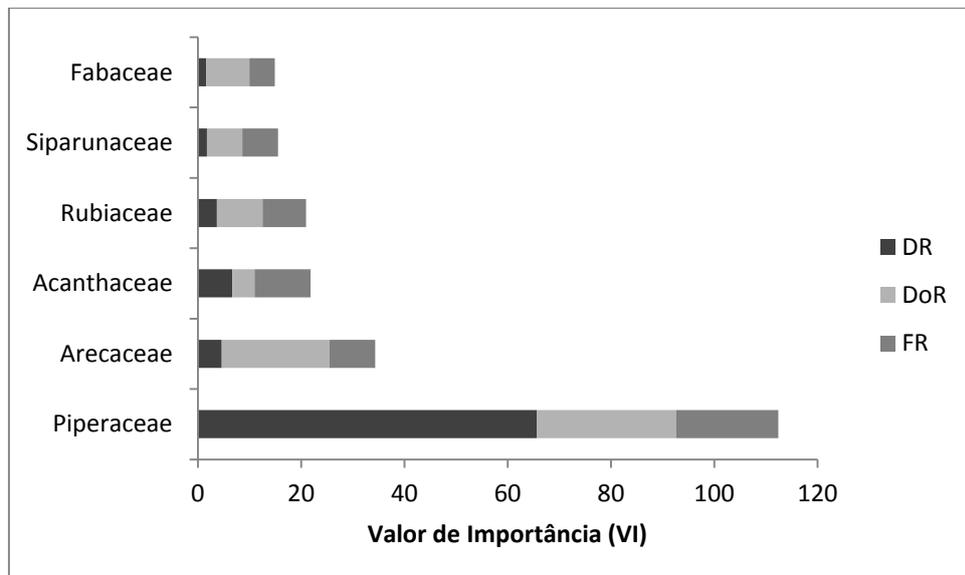


FIGURA 5: Valor de Importância para as famílias mais relevantes. DR= densidade relativa; DoR= dominância relativa; FR= frequência relativa.

6. DISCUSSÃO

O número de indivíduos por hectare (61250) foi muito superior ao encontrado por Franco (2005) (37500 ind./ha), Miranda-Neto (2011) (24225 ind./ha) e Silva Júnior et al. (2004) (50800 ind./ha em um estágio avançado) em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. O valor encontrado foi superior também a de uma área restaurada com 46 anos com espécies exóticas e nativas (55000 indiv./ha) (SORREANO, 2002).

A riqueza de espécies (64) está abaixo dos outros levantamentos de regeneração natural realizados em Floresta Estacional Semidecidual na região de Viçosa, MG, com variação entre 68 a 160 espécies (SILVA JÚNIOR et al, 2004, FRANCO, 2005, HIGUSCHI et al. 2006, MARTINS et al., 2008, MIRANDA-NETO, 2011). Entretanto o número de espécies foi superior ao encontrado por Sorreano (2002), que variou de 16 a 22 espécies em áreas de restauração.

O número de espécies de árvores (23) foi um pouco maior que de arbustos (22). Entretanto, a nível de indivíduos, a proporção de arbustos superou muito a de árvores, 79,1% contra 6,7%. Essa diferença é devido à grande densidade de espécies da família Piperaceae, todas arbustivas, na estrutura do sub-bosque.

As espécies de sub-bosque predominaram sobre os demais grupos sucessionais, tanto em número de espécies, como em número de indivíduos. Do total de indivíduos amostrados, 77,7% eram plantas de sub-bosque. Das espécies listadas desse grupo, destacam-se *Aphelandra schottiana* (Nees) Profice, *Psychotria rhytidocarpa* Müll. Arg. e diversas espécies do gênero *Piper*.

O grupo de espécies típicas de sub-bosque é representado por plantas de pequeno porte, tolerantes à sombra e que geralmente apresentam ciclo de vida curto (TABARELLI et al., 1993). O predomínio de espécies tolerantes à sombra no sub-bosque do povoamento de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze ressalta o estágio avançado de sucessão neste ambiente e corrobora com os dados obtidos em outros trabalhos em reflorestamentos de diversas espécies florestais (PARROTA, 1999, CARNEIRO, 2002, SARTORI et al., 2002, VIANI, 2005, SOUZA et al., 2007, KATAHIRA, 2010, ONOFRE et al., 2010).

O predomínio de indivíduos com dispersão zoocórica, no estrato de regeneração do sub-bosque do presente trabalho (86,6% de zoocóricas e 6,8% de autocóricas), corrobora com os valores de outros trabalhos em Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, como os de Franco (2005) (90,3% zoocoria e 8,3% anemocoria) e Miranda-Neto (2011) (50% zoocoria e 22% anemocoria).

O fluxo de animais é de grande importância para o aumento da biodiversidade local e na conservação de diversas espécies de plantas nativas, por serem, muitos deles, responsáveis pela dispersão e recrutamento de plântulas no sub-bosque (CASTANHO, 2009). Por outro lado, as plantas do sub-bosque propiciam habitat e alimento aos animais (BONHAM et al., 2002, BERNDT et al., 2008).

O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 2,79, o que indica que a área apresenta uma diversidade baixa. Comparando com outros estudos em estrato de regeneração de Floresta Estacional Semidecidual na região de Viçosa, verifica-se que a diversidade foi inferior ao obtido por Silva Júnior et al. (2004) ($H'=3,15$ para floresta madura), Higuchi et al. (2006) ($H'=3,59$) e

Miranda-Neto (2011) ($H'=3,56$), mas superior ao obtido por Silva Júnior et al. (2004) ($H'=1,91$ para floresta secundária inicial), igual ao encontrado por Franco (2005) e dentro do intervalo encontrado por Martins et al. (2008) ($H'=1,39$ a $3,02$).

O índice de equabilidade de Pielou (J') foi de $0,668$, sendo inferior ao encontrado por Higuchi et al. (2006) ($J'=0,740$), Silva Júnior et al. (2004) ($J'=0,790$) e Miranda-Neto (2011) ($J'=0,768$) e superior ao de Franco (2005) ($J'=0,631$). Esse resultado demonstra que a área de estudo apresenta maior dominância ecológica e é floristicamente mais homogênea que outros fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual do município de Viçosa. Esta dominância foi exercida principalmente por *Piper pubisubmarginalum* Yunck. e *Piper lucaeunum* Kunth.

A espécie *Piper lucaeunum* Kunth destacou-se como segunda espécie mais relevante do presente trabalho e obteve o maior VI em um inventário arbustivo-herbáceo do sub-bosque da Mata da Silvicultura, em Viçosa (MEIRA-NETO e MARTINS, 2003), o que demonstra que esta espécie ocorre naturalmente em abundância no sub-bosque dos fragmentos de Viçosa.

A espécie exótica *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude (Palmeira-australiana) obteve o terceiro maior VI, entretanto apresentou a maior dominância, $19,25\%$ da área basal total, seguido de *Piper gaudichaudianum* Kunth ($8,58\%$) e *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. ($6,81\%$). Esses valores demonstram o quanto o parâmetro dominância foi relevante na análise da estrutura horizontal do sub-bosque, visto que a espécie *A. cunninghamiana* ocorreu com uma dominância consideravelmente maior que as demais espécies.

A proximidade de fragmentos florestais a áreas urbanas predispõe um contato maior destes remanescentes com espécies exóticas cultivadas, as quais podem potencialmente colonizá-lo, como é o caso da espécie *Archontophoenix cunninghamiana*, nativa da Austrália e comumente utilizada

como ornamental no campus da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, inclusive em vias adjacentes à área em restauração com *Araucaria angustifolia*.

O paisagismo brasileiro é marcado por grande ocorrência de espécies exóticas (CHAMAS e MATTHES, 2000), muito disto devido à influência de estrangeiros na formação e também na arborização de muitas cidades brasileiras. O campus-sede da Universidade Federal de Viçosa (UFV) é um local onde sempre houve preocupação com a aparência dos jardins no seu interior desde sua fundação em 1926. Particularmente, com a criação do setor de Parques e Jardins da Divisão de Manutenção do campus, a atividade de jardinagem tornou-se mais efetiva e sistematizada visando à manutenção estética. De acordo com Eisenlohr et al. (2008), há predominância de espécies exóticas na flora do campus (68,18% do total amostrado) e as famílias mais abundantes em número de espécies foram Leguminosae (11), Arecaceae (9) e Algavaceae (8), sendo as duas últimas representadas exclusivamente por espécies exóticas.

Brandão et al. (1997) e Lombardi e Morais (2003) em levantamentos de árvores ornamentais em Belo Horizonte, identificaram predominância de espécies exóticas sobre as nativas para a família Arecaceae. No Brasil existem cerca de 380 espécies de Arecaceae que ocorrem nas diversas formações vegetais, com grande diversidade na Mata Atlântica (MEDEIROS-COSTA, 2003), sendo muitas delas de enorme potencial para a ornamentação de parques e jardins, mas não são utilizadas.

Em sua área natural de ocorrência, as sementes de *Archontophoenix cunninghamiana* são dispersas por aves (ZONA e HENDERSON, 1989). Em um trabalho recente, Christianini (2006) estudou as características de dispersão da espécie em áreas invadidas de um fragmento florestal no município de São Paulo, indicando que frutos maduros de *A. cunninghamiana* estavam disponíveis ao longo de todo o ano. Neste mesmo trabalho, foram observadas três espécies de aves de pequeno porte: *Pitangus sulphuratus* (Linnaeus, 1766) (bem-te-vi), *Turdus rufiventris* Vieillot, 1818 (sabiá-laranjeira) e *T. leucomelas* Vieillot, 1818 atuando como dispersores, espalhando

sementes para o interior dos fragmentos. Há também informações sobre a dispersão de *Archontophoenix* por tucanos-de-bico-verde (*Ramphastos discolorus* Linnaeus, 1766) (HASUI e HÖFLING, 1998). No presente trabalho, foi observada, em todo seu período de frutificação, grande quantidade de indivíduos da ave conhecida como Jacú (*Penelope* Merrem, 1786 - Galliformes) se alimentando dos frutos da palmeira e possivelmente atuando como agente dispersor das sementes de *Archontophoenix cunninghamiana* para o interior do fragmento (observação pessoal). A presença dessa ave potencializa a dispersão tornando o processo invasivo muito mais agressivo.

Devido a suas características de dispersão, diversas espécies exóticas de palmeiras estabilizaram-se próximo a áreas urbanas. A invasão da palmeira *Archontophoenix cunninghamiana* na Reserva Florestal da Cidade Universitária, um fragmento florestal do município de São Paulo foi analisada e publicada por Dislich *et al.* (2002) e Petenon (2006). Em outro fragmento, no Parque Estadual Fontes do Ipiranga, também em São Paulo, essa palmeira invasora ocupou a segunda posição de VI na amostragem (HIRATA, 2006). Em Viçosa, a espécie *Archontophoenix cunninghamiana* também foi relatada como invasora, e assumiu a terceira posição de VI na estrutura do sub-bosque de uma área em regeneração do fragmento conhecido como Mata da Silvicultura (NETO, 2011).

Habitat florestais perturbados parecem ser muito mais suscetíveis às invasões. Muitas invasoras são heliófitas, encontrando nesses locais mais oportunidades de estabelecimento. Entretanto, as características de *Archontophoenix cunninghamiana* não permitem associar esta espécie a locais abertos e de maior luminosidade. De acordo com Dislich *et al.* (2002), *A. cunninghamiana* invade áreas mais sombreadas, como o sub-bosque de fragmentos florestais, não ocorrendo em áreas perturbadas mais abertas. A invasão por esta espécie ameaça justamente as áreas com maior valor em termos de conservação e estágio de conservação.

Além de *Archontophoenix cunninghamiana*, o sub-bosque da área estudada abriga mais duas outras espécies exóticas: *Citrus* sp. e *Livistona*

chinensis (Jacq.) R. Br. ex Mart. (Palmeira-leque). O único indivíduo de *Citrus* sp. foi possivelmente incorporado na área por meio antrópico, visto a proximidade da área com o campus da universidade, onde há fluxo constante de pessoas.

Observa-se em campo, grande quantidade de indivíduos adultos de *Livistona chinensis*, entretanto esses indivíduos parecem não se reproduzir nas condições de sombreamento da mata, ao contrário de *Archontophoenix cunninghamiana*. Na amostragem realizada, foi encontrado um único indivíduo regenerante. Uma possível explicação para esse número é a competição com a espécie *A. cunninghamiana*, com a qual provavelmente haja sobreposição parcial de nichos. Na competição por recursos entre espécies exóticas, sobrevive aquela mais agressiva. Este padrão que apenas uma espécie ou uma pequena parte das espécies introduzidas em determinado lugar se torna invasora, concorda com o que tem sido observado (WILLIAMSON, 1996).

Na Reserva Florestal da Universidade de São Paulo, foram inventariadas pelo menos 29 espécies arbustivo-arbóreas exóticas, mas apenas uma espécie, *Archontophoenix cunninghamiana*, se tornou invasora (DISLICH et al., 2002). Em um trecho da Mata da Silvicultura, no campus da Universidade Federal de Viçosa, a espécie *A. cunninghamiana* se destacou com 125 indivíduos, seguida de *Spathodea campanulata* P.Beauv. (espatódea), *Caryota urens* L. (palmeira-rabo-de-peixe) e *Rhus succedanea* L. (charão) (44, 30 e 21 indivíduos, respectivamente) (MIRANDA-NETO, 2011). Em uma Zona de Recuperação do Parque Estadual Lago Azul, no estado do Paraná, foi constatado a presença de três espécies exóticas: *Hovenia dulcis* Thunb. (uva-do-japão), *Eriobotrya japonica* (Thunb) Lindl. (nêspera) e *Liquidambar styraciflua* L. (liquidambar), sendo as duas primeiras enquadradas entre as 10 mais relevantes, em relação ao VI (VIGILATO e ZAMPAR, 2011).

Cabe destacar que não foi recrutado nenhum indivíduo de *Coffea arabica* L., espécie exótica encontrada em abundância no sub-bosque da Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa (MARTINS et al., 2008), bem como em outros fragmentos florestais do Sudeste do Brasil (MARTINS e RODRIGUES,

2002, MARTINS et al., 2004). A ausência dessa espécie pode estar relacionada ao histórico da área, ocupada pelo povoamento de *Araucaria angustifolia* à aproximadamente 40 anos.

As famílias botânicas mais significativas na amostragem foram Piperaceae, Arecaceae, Acanthaceae e Rubiaceae. Foram amostrados 643 indivíduos de Piperaceae, distribuídos em 9 espécies, todas do gênero *Piper*. A família Piperaceae é, dessa forma, a família com maior riqueza de espécie, além de ter os maiores valores de densidade, dominância e frequência totais.

Em segunda posição está a família Arecaceae, com um total de 45 indivíduos, sendo um único indivíduo de *Livistona chinensis* (Palmeira-leque) e 44 de *Archontophoenix cunninghamiana* (Palmeira-australiana). O número de indivíduos de Arecaceae está muito aquém do de Piperaceae, mas mesmo assim, a família Arecaceae alcançou um valor de dominância alto e bem próximo ao obtido pela família Piperaceae, 20,87% e 27,05%, respectivamente. As duas famílias juntas totalizaram 47,93% de dominância relativa, ou seja, quase metade da área basal total da amostra.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O povoamento de *Araucaria angustifolia* no campus da Universidade Federal de Viçosa abriga um sub-bosque com alta densidade de plantas regenerantes, mas com diversidade e riqueza de espécies abaixo do que é comumente encontrado em Florestas Estacionais Semidecíduais na região de Viçosa. Essa população é composta, predominantemente, por plantas arbustivas, tolerantes à sombra, típicas de sub-bosque e zoocóricas.

As espécies mais relevantes foram *Piper pubisubmarginalum*, *Piper lucaenum*, *Archontophoenix cunninghamiana*, *Aphelandra schottiana* e *Piper vicosanum*. Merece destaque, a espécie *A. cunninghamiana*, uma palmeira nativa da Austrália, muito utilizada na ornamentação do campus da UFV, em Viçosa, e que obteve o maior valor de dominância na amostragem. Essa espécie produz, ao longo de todo ano, grande quantidade de frutos que atraem a avifauna da região, que dispersa suas sementes para os fragmentos florestais mais próximos. Por suas preferências microclimáticas e edáficas, a palmeira australiana se estabelece justamente nos trechos mais preservados desses fragmentos, se tornando um grande perigo ao equilíbrio do ecossistema e à conservação da biodiversidade.

Tendo em vista sua alta dominância e valor de importância, a espécie *A. cunninghamiana* se caracteriza como uma invasora, retardando ou mesmo

impedindo o processo de sucessão secundária na área. Recomendamos como ações de manejo ecológico da floresta em restauração os seguintes itens:

- Corte de todos os indivíduos de *Archotophoenix cunninghamiana* e *Livistona chinensis*;

- Enriquecimento através de semeadura direta e, ou plantio de mudas de *Euterpe edulis* (palmito-juçara), palmeira nativa que ocupa o mesmo nicho e que também é altamente atrativa à fauna;

- Para as vias adjacentes à floresta em restauração com *Araucaria angustifolia*, indicamos a substituição gradual das palmeiras exóticas por *Euterpe edulis*, através do plantio intercalado de mudas desta espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALABACK, P.B. Dynamics of understory biomass in sitka spruce-western hemlock forests of southeast Alaska. **Ecology**, v.63, p.1932-1948, 1982.

BERNDT, L.; BROCKERHOFF, E.G.; JACTEL, H. Relevance of exotic pine plantation as surrogate habitat for ground beetles where native forest is rare. **Biodiversity and Conservation**, v.17, p.1171-1185.

BONHAM, K.J.; MESIBOV, R.; BASHFORD, R. Diversity and abundance of ground-dwelling invertebrates in plantation vs. native forest in Tasmania, Australia. **Forest Ecology and Management**, v.158, p.237-247, 2002.

BRANDÃO, M. et al. Árvores da cidade de Belo Horizonte, MG, nativas e exóticas, utilizadas na arborização de avenidas, ruas, praças e jardins públicos. **Daphne**, v.7, p.22- 37, 1997.

BROCKERHOFF, E.G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v.17, p.925-951, 2008.

CARNEIRO, P.H.M. Caracterização florística e estrutural da dinâmica da regeneração de espécies nativas em um povoamento comercial de *Eucalyptus grandis* em Itatinga-SP. Piracicaba, 2002. 131p. Dissertação (Mestrado) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 2002.

CASTANHO, G.G. Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil. 2009. 111p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo. 2009.

CHAMAS, C.C.; MATTHES, L.A.F. Métodos para levantamento de espécies nativas com potencial ornamental. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v.6, p.53-63. 2000.

CHRISTIANINI, A.V. Fecundidade, dispersão e predação de sementes de *Archontophoenix cunnighamiana* H. Wendl. & Drude, uma palmeira invasora da Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Botânica**, v.29, n.4, p.587-594. 2006.

CONNEL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v.111, n.982, p.1119- 1144, 1977.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, SEMAD/INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS . MG. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, 2000.

CRONK, Q.B.; FULLER, J.L. **Plant invaders**. Chapman and Hall, London, UK, 1995.

DAVIS, M.A.; GRIME, J.P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. **Journal of Ecology**, v.88, p.528-534, 2000.

DISLICH, R.; KISSER, N.; PIVELLO, V.R. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. **Revista Brasileira de Botânica**, v.25, p.55- 64, 2002.

EISENLOHR, P.V. et al. Flora fanerogâmica do campus da Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Ceres**, v.55, n.4, p.317-326. 2008.

ENGEL, V.L.; PARROTA, A.J. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: Kageyama, P.Y., Oliveira, R.E. de, Moraes, L.F.D. de, Engel, V.L., Gandara, F.B. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap.1, p.1-26.

FILGUEIRAS, T.S. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências**, v.5, p.57- 63, 1989.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B.; MANNING, A.D. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principle for commodity production landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.4, p.80-86, 2006.

FONT QUER, P. **Diccionario de Botánica**. Barcelona, Editorial Labor, 1979.

FORZZA, R.C. et al. 2010. Introdução. *in* **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010>>. Acesso em: maio. 2012.

FRANCO, B.K.S. Análise da regeneração natural e do banco de sementes em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2005. 72p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) Universidade Federal de Viçosa. 2005.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p.753- 767, 1995.

GELDENHUYS, C.J., 1997. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.101-115, 1997.

GILLIAM, F.S., TURRILL, N.L. Herbaceous layer cover and biomass in a young versus mature stand of central Appalachian hardwood forest. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v.120, p.445-450, 1993.

GISP - PROGRAMA GLOBAL DE ESPÉCIES INVASORAS. **América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. [s.l.]: GISP, 2005. 80p.

HASUI, E.; HÖFLING, E. Preferência alimentar das aves frugívoras de um fragmento de floresta estacional semidecídua secundária, São Paulo, Brasil. **Ilheríngia**, Série Zoologia, v.84, p.43-64. 1998

HIGUCHI, P. et al. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.30, n.6, p.893-904. 2006.

HIRATA, J.K.R. Florística e estrutura do componente arbóreo de trilhas do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. 2006. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica. 2006.

KATAHIRA, R.K. Estrutura do componente arbóreo sob plantação de *Pinus elliottii* Engelm. no Parque Estadual da Cantareira, Núcleo Cabuaçu, Guarulhos, SP, Brasil. 2010. 47 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente)-Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2010.

KEANE, R.M.; CRAWLEY, M.J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology and Evolution**, v.17, p.164- 170, 2002.

KEENAN, R. et al. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p,117- 131, 1997.

KNOPS, J.M.H.; GRIFFIN, J.R.; ROYALTY, A.C. Introduced and native plants of the Hastings Reservation, central coastal California: a comparison. **Biological Conservation**, v.71, p.115- 123, 1995.

LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR, R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago, University of Chicago Press, 1997. 616p.

LEAHY, S. **Biodiversidade: a ameaça das espécies invasoras**. Disponível em: <<http://envolverde.ig.com.br/materia.php?cod=59122&edt=>>>. Acesso em: 26 de maio. 2009.

LEVINE, J.M.; D'ANTONIO, C.M. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invisibility. **Oikos**, v.87, p. 15-26, 1999.

LOMBARDI, J.A.; MORAIS, P.O. Levantamento florística das plantas empregadas na arborização do campus da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG. **Lundiana**, v.4, n.2, p.83-88. 2003.

LONSDALE, W.M. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. **Ecology**, v.80, p.1522- 1536, 1999.

LODGE, D.M. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v.8, p.133- 137, 1993.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras**: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum, 1992.

LORENZI, H.; SOUZA, H.M.; TORRES, M.A.V.; BACHER, L.B. **Árvores Exóticas no Brasil** – madeiras, ornamentais e exóticas. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum. 2003. 384 p.

LUGO, A. E. Estimating reductions in the diversity of tropical forest species. *In*: WILSON, E.O. (Ed.) **Biodiversity**. National Academy Press. Washington, 1988, p. 58- 70.

MACLEAN, D.A.; WEIN, R.W. Changes in understory vegetation with increasing stand age in New Brunswick forests: species compositions, cover, biomass and nutrients. **Canadian Journal of Botany**, v.55, p.2818-2831, 1977.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Croom Hell Limited, 1988. 179p.

MARCHANTE, E; MARCHANTE, H. **Invasões biológicas**. Disponível em: <<http://www.uc.pt/invasoras/invasoes/invasoes.htm>>. Acesso em: 07 de set. 2009, 2006.

MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas, 1993, 340p.

MARTINS, S.V. et al. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.32, n.4, p.759-767, 2008

MARTINS S.V. et al. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v.172, p.121- 131, 2004.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern, Brazil. **Plant Ecology**, v.163, p.51- 62, 2002

MEDEIROS-COSTA, J.T. Flora fanerogâmica da Ilha do Cardoso (SP, Brasil): Arecaceae (Palmae). In: Melo, M.M.F., Barros, F., Chiea, S, Kirizawa, M., Mendoçolli, S.L.J., Wanderley, M.G.L. (Eds.) **Flora Fanerogâmica da Ilha do Cardoso**, v.10, p.57-75, 2003.

MEIRA-NETO, J.A., MARTINS, F.R. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da Mata da Silvicultura, uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.4, p.459-471, 2003.

MIRANDA-NETO, A. Avaliação do componente arbóreo, da regeneração natural e do banco de sementes de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. 2011. 159p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) Universidade Federal de Viçosa. 2011.

MMA. **Espécies Exóticas Invasoras: Situação Brasileira**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2006. 24p.

MUELLER-DOMBOIS, D., ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547p.

NAGEL, J.M. et al. CO₂ enrichment reduces the energetic cost of biomass construction in an invasive desert grass. **Ecology**, v. 85, p.100- 106, 2004.

NAPPO, M.E., OLIVEIRA FILHO, A.T. de, MARTINS, S.V. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella*, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Ciência Florestal**, v.10, n.2, p.17-29, 2000.

NOBLE, I.R. Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. *In* DRAKE, J.A.; MOONEY, H.A.; DI CASTRI, F.; GROVES, R.H.; KRUGER, F.J.; REJMANEK, M.; WILLIAMSON, M.H. (Eds.) **Biological invasions: a global perspective**. Wiley, Chichester, 1989. p.301- 313.

ONOFRE, F.F., ENGEL, V.L., CASSOLA, H. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. **Scientia Forestalis**, v.38, n.85, p.39-52, 2010.

PARKER, I.M. et al. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, v.1, p.3-19, 1999.

PARROTTA, J.A., TURNBULL, J., JONES, N. Catalyzing native Forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.1-8, 1997.

PARROTTA, J.A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v.124, p.45-77, 1999.

PEIXOTO, G.L. et al. Composição florística do componente arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica na Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v.18, n.1, p.151- 160, 2004.

PETENON, D. **Plantas invasoras nos trópicos: esperando a atenção mundial?** 2006. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: Jonhon Willey, 1975. 165p.

PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. 3 ed. Berlin and New York, Springer-Verlag, 1982. 214p.

PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plants, animal, and microbe invasions. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.84, p.1- 20, 2001.

PIVELLO, V.R. et al. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade. Estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botânica Brasílica**, v.20, n.4, p.845-859. 2006

POWERS, J.S.; HAGGAR, J.P; FISHER, R.F. The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-years old plantations in Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.43-54, 1997.

RADFORD, A.E. et al. **Vascular plant systematic**. New York, Harper & Row, 1974.

REJMANEK, M.; RICHARDSON, D.M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, v.77, p.1655-1661, 1996.

RIBEIRO, T.M. et al. Restauração florestal com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no parque estadual de Campos do Jordão, SP: efeito do fogo na estrutura do componente arbustivo-arbóreo. **Scientia Forestalis**, v.40, n.94, p.279-290, 2012.

RICHARDSON, D.M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity & Distributions**, v.6, p.93- 107, 2000.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v.2, n.1, p.4-15, 1996.

ROY, J. In search of the characteristics of plant invaders. *In* DI CASTRI, F.; HANSEN, A.J.; DEBUSSCHE, M. (Eds.) **Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin**. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1990, p.335- 352.

SAPORETTI, A.W.; MEIRA NETO, J.A.A.; ALMADO, R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* no município de Bom Despacho, MG. **Revista Árvore**, v.27, n.6, p.905-910, 2003.

SARTORI, M.S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V.L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* localizado no Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n.62, p.83-103, 2002.

SHEA, K.; CHESSON, P. Community ecology theory as a framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v.17, n.4, p.170- 176, 2002.

SHEPHERD, G.J. **FITOPAC 2**: Manual do usuário. Universidade Estadual de Campinas, 2010. 91p.

SILVA JÚNIOR, M.C.; SCARANO, F.R.; CARDEL, F.S. Regeneration of an Atlantic Forest in the understory of an *Eucalyptus grandis* stand in southern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, p.148-152. 1994.

SILVA JÚNIOR, W.M. et al. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Scientia Forestalis**, n.66, p.169-179, 2004.

SORREANO, M.C.M. Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades. 2002. 145p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 2002.

SOUZA, P.B. et al. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus grandis*, em Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, v.31, n.3, p.533-543, 2007.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. A recuperação da floresta atlântica sob plantios de *Eucalyptus* no núcleo Santa Virgínia, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.5, n.2, p.187-201. 1993.

THEOHARIDES, K.A.; DUKES, J.S. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. **New Phytologist**, v.176, p.256- 273, 2007.

USHER, M. B. Biological invasions of nature reserves: a search for generalizations. **Biological Conservation**, v.44, p.119- 135, 1988.

VIANI, R.A.G. O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal. 2005. 188p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia da UNICAMP. 2005.

VIGILATO, G.R.; ZAMPAR, R. Susceptibilidade das Zonas de Recuperação de uma Unidade de Conservação à Invasão Biológica por Espécies Árboreas Exóticas. **SaBios: Revista Saúde e Biologia**, v.6, n.3, p.25-37. 2011.

WILLIAMSON, M. **Biological invasions**. Chapman & Hall, London, 1996.

WILLIAMSON, M.; FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, v.78, p.163-170, 1996.

ZAMITH, L. R. & DALMASO, V. Revegetação de restingas degradadas no Município do Rio de Janeiro-RJ. **Publicação ACIESP**, v.109, n.4. Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2000.

ZILLER, S.R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. 2000. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná, 2000.

ZILLER, S.R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, v.30, n.178, p.77- 79, 2001.

ZILLER, S. R. O contexto global e nacional da contaminação biológica. **Anais do III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Seminários. Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Associação Caatinga. Fortaleza, p.861- 862, 2002.

ZILLER, S.R. Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. *In*. CAMPOS, J.B.; TUSSOLINO, M.G.P.; MÜLLER, C.R.C.

(Org.) **Unidade de Conservação**: ações para valorização da biodiversidade. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná, 2005. 344p.

ZILLER, S.R.; GALVÃO, F. 2002. A degradação da Estepe Gramíneo-Lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *P. taeda*. **Floresta**, v.32, p.41-47, 2002.

ZILLER, S.R.; ZENNI, R.D.; NETO, J.G. 2004. Invasões biológicas: introdução, impactos e espécies invasoras no Brasil. *In*. PEDROSA-MACEDO, J.H.; BREDOW, E.A. (Eds.) **Princípios e rudimentos do controle biológico de plantas**: coletânea, Curitiba, 2004. p.17-41.

ZILLER, S.R.; ZALBA, S.M.; ZENNI, R.D. **Modelo para o desenvolvimento de uma estratégia nacional para espécies exóticas invasoras**. Programa de Espécies Exóticas Invasoras, The Nature Conservancy e Programa Global de Espécies Invasoras – GISP, 2007.

ZONA, S.; HENDERSON, A. A review of animal-mediated seed dispersal of palms. **Selbyana**, v.11, p.6-21. 1989.