

MAURO ELOI NAPPO

**DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS
E ARBUSTIVAS NO SUB-BOSQUE DE POVOAMENTO DE
Mimosa scabrella Bentham, EM ÁREA MINERADA, EM POÇOS DE CALDAS – MG.**

**Tese apresentada à Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em Ciência
Florestal, para obtenção do título de
“Doctor Scientiae”.**

**VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2002**

MAURO ELOI NAPPO

**DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS
E ARBUSTIVAS NO SUB-BOSQUE DE POVOAMENTO DE
Mimosa scabrella Bentham, EM ÁREA MINERADA, EM POÇOS DE CALDAS – MG.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de “Doctor Scientiae”.

APROVADA: 11 de novembro de 2002.

**Prof. Sebastião Venâncio Martins
(Conselheiro)**

**Prof. Paulo De Marco Júnior
(Conselheiro)**

Prof. Agostinho Lopes de Souza

Prof. Ary Teixeira de Oliveira Filho

**Prof. James Jackson Griffith
(Orientador)**

A

TELMA, Minha Esposa, Meu Grande Amor.

Pelo Amor, Dedicção e Apoio.

A

PAULO e MAURA (Pai e Mãe)

INÊS, DÉLIO, LETÍCIA e BEATRIZ

ANGELA e CAROLINA

PAULO, SUELI, GABRIELA, JÚLIA e HUMBERTO

ANDERSON

Pelo Amor, Carinho e Apoio.

A DEUS

Por minha Família.

POR MINHAS CONQUISTAS

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Florestal, pelas oportunidades a mim concedidas.

A Alcoa Alumínio S.A., pelo apoio ao nosso trabalho.

Ao Eng. Charles Aparecido Gonçalves Ferreira e a Don Duane Williams, pelo apoio e confiança no nosso trabalho.

Ao Sr. Manoel (Tio) e ao Sr. José (Zé da Bota), companheiros dos trabalhos de campo e de longas conversas.

A FAPEMIG, pelo apoio financeiro.

Ao Professor James Jackson Griffith, pela liberdade, confiança, seriedade e orientação deste trabalho.

Ao Professor Sebastião Venâncio Martins, pela amizade e aconselhamento deste trabalho.

Ao Professor Agostinho Lopes De Souza, pelo entusiasmo, idéias e ensinamentos.

Ao Prof. João Alves Meira Neto, pela amizade e ensinamentos.

Ao Prof. Paulo De Marco Júnior, pelas valorosas contribuições.

Aos Amigos Gilson, Carlos Pedro, Haroldo, Aderbal, Antônio Tsukamoto, Laécio Jacovine, Marina, Flávio e Deoclides, pelo aprendizado e convivência.

A Rita de Cassia Silva Alves e Francisco Chagas Rodrigues (Anjos da Guarda da Floresta), pela dedicação, socorros, apoio e amizade.

Aos professores Ary Teixeira de Oliveira Filho e Marco Aurélio Leite Fontes, pelos ensinamentos, amizade e apoio neste trabalho.

A todos os pesquisadores cujos trabalhos foram inspiração e fonte de consulta para nós.

MUITO OBRIGADO

BIOGRAFIA

Mauro Eloi Nappo, filho de Paulo Teixeira Nappo e Maura Eloi Paulista Nappo, nasceu em 02 de janeiro de 1968 em Paracatu, Minas Gerais.

Ingressou no curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa - UFV em 1988, graduando-se em 20 de agosto de 1993.

Foi admitido no Instituto Estadual de Florestas – IEF/MG em novembro de 1993, atuando no Escritório Florestal de Araxá até julho de 1994, quando assumiu a gerência de Pesquisa e Desenvolvimento do Escritório Regional Triângulo, em Uberlândia, permanecendo na instituição até setembro de 1996. Nesta data, iniciou o curso de Mestrado em Engenharia Florestal na Universidade Federal de Lavras – UFLA, concluindo o mesmo em fevereiro de 1999. Retornou ao Instituto Estadual de Florestas de dezembro de 1999, assumindo a gerência de Proteção da Biodiversidade do Escritório Regional Triângulo, em Uberlândia, até novembro de 1999. Em setembro de 1999 inicia o curso de Doutorado em Ciência Florestal pela Universidade Federal de Viçosa – UFV, concluindo o mesmo em 11 de novembro de 2002.

ÍNDICE

	Página
RESUMO	vii
ABSTRACT	ix
1 – INTRODUÇÃO	1
2 – REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 - Inventário Florestal Contínuo	5
2.2 - Sucessão Vegetal	6
2.3 - Características Ambientais que Influenciam o Crescimento e Desenvolvimento de Espécies em Regeneração	12
2.3.1 – Luz	12
2.3.2 – Solo	15
2.4 - Prognose da Estrutura Diamétrica de Povoamentos Florestais	16
2.5 – Ordenação de Dados Ambientais e Vegetação	17
3 - MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1 - O Planalto de Poços de Caldas	19
3.1.1 - Clima	19
3.1.2 - Solos	20
3.1.3 – Vegetação	20
3.2 - Histórico do Local de Estudo	20
3.3 - Procedimentos de Campo	23
3.4 - Parâmetros Florísticos e das Estruturas Fitossociológicas	25
3.4.1 - Diversidade florística	25
3.4.2 - Estrutura horizontal	27
3.4.3 - Estrutura vertical	29
3.4.4 – Classificação das espécies	30

3.5 - Espécies Raras	30
3.6 – Análise dos Dados de Dinâmica	31
3.7 - Prognose da Estrutura Diamétrica	33
3.8 - Análise Multivariada de Gradientes Ambientais	35
4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1 - Dinâmica da Composição Florística	36
4.2 - Dinâmica da Estrutura Horizontal e Vertical	43
4.3 - Distribuição de Diâmetros e Prognose do Número de Indivíduos	58
4.4 - Análise Multivariada de Gradientes Ambientais	70
5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	74
6 – BIBLIOGRAFIA	76

RESUMO

NAPPO, Mauro Eloi, D.S.. Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2002. **Dinâmica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas-MG.** Orientador: James Jackson Griffith. Conselheiros: Sebastião Venâncio Martins e Paulo De Marco Júnior.

Como estratégia de reabilitação de área minerada a ALCOA Alumínio S.A. realizou, no ano agrícola 1982/1983, hidrossemeadura de gramíneas e leguminosa e o plantio puro de *Mimosa scabrella* Bentham, na área do Retiro-Branco. Em 1997 foi implantado um conjunto de 19 parcelas permanentes de 50m² nesta área, para caracterização inicial do processo de regeneração natural, tendo sido testada a suficiência amostral e do tamanho das parcelas do inventário. Em 2000, foi realizado o segundo inventário nas parcelas, para caracterização do processo de dinâmica da regeneração natural que é o objeto deste trabalho. O processo de dinâmica da regeneração natural foi caracterizado mediante análises quantitativas e qualitativas, da composição florística, da estrutura horizontal e vertical, da distribuição diamétrica, e por análise de gradientes ambientais em relação a fatores edáficos e de abertura de dossel. Os estudos demonstraram que o monitoramento mediante inventário florestal contínuo, com parcelas permanentes setorizadas, é uma ferramenta viável para avaliações da dinâmica da regeneração natural, rumo a compreensão dos caminhos da sucessão. Foi caracterizado o processo de estratificação da regeneração natural, onde as espécies pioneiras e clímax são as principais componentes do estrato inferior e as secundárias as principais componentes do estrato superior. O povoamento florestal do Retiro-Branco está sobre intensa atividade de estruturação, caracterizando o estágio inicial do processo de sucessão. O declínio do povoamento puro de *Mimosa scabrella*, está modificando a ordem anteriormente estabelecida para o processo de sucessão da área, provocando a diversificação de condições de sítio, e assim, selecionando a ocupação dos mesmos em função dos grupos ecológicos, sendo as espécies pioneiras as mais favorecidas. As espécies secundárias, são as de maior dominância nas maiores classes de altura e de diâmetro, sendo as principais responsáveis pela edificação do estrato superior, em especial, a espécie *Miconia sellowiana*. As espécies que apresentaram melhor desempenho na colonização e estruturação da regeneração natural do

Retiro-Branco, nos dois inventários, foram *Miconia sellowiana*, *Psychotria sessilis*, *Leandra melastomoides*, *Clethra scabra*, *Myrsine umbellata*, *Miconia pepericarpa*, *Tibouchina candolleana*, *Cordia suberba*, *Cestrum amictum*, *Alchornea triplinervia*, *Casearia sylvestris*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrcia rostrata* e *Schinus terebinthifolius*, sendo indicadas como espécies para uso nos programas de reabilitação de áreas mineradas em condições semelhantes, sobre a estratégia sucessional. A prognose da distribuição diamétrica, realizada mediante o emprego de matriz de transição, foi uma ferramenta de fácil implementação e que permitiu prever o caminho do processo de sucessão para o povoamento todo e para os grupos ecológicos de espécies, ampliando o entendimento dos mecanismos que regem o comportamento interno da sucessão. O uso conjunto das ferramentas de dinâmica da composição florística, análise de estrutura vertical, horizontal e de distribuição diamétrica, correlacionadas com variáveis ambientais se mostrou eficiente para o entendimento do comportamento do processo de sucessão em nível de espécies e grupos ecológicos, sendo útil para a seleção de espécies e de estratégias para reabilitação de áreas degradadas.

ABSTRACT

NAPPO, Mauro Eloi, D.S.. Universidade Federal de Viçosa, November 2002. **Dynamics of natural regeneration of tree and shrub community in understory of stands of *Mimosa scabrella* Bentham in mined area, Poços de Caldas, Brazil.** Adviser: James Jackson Griffith. Committee Members: Sebastião Venâncio Martins and Paulo De Marco Júnior.

In 1982/1983 as part of its mine rehabilitation strategy, ALCOA Alumínio S.A. hydroseeded herbaceous species and planted tree seedlings of *Mimosa scabrella* Bentham in Retiro-Branco bauxite mining site. In 1997, 19 sample plots of 50m² were implanted in this area for initial characterization of natural regeneration process. Sampling sufficiency and ideal size of sample plots were tested. In 2000, a second inventory was performed in these sample plots, to characterize natural regeneration dynamics. Dynamics of natural regeneration process were characterized by means of quantitative and qualitative analyses of floristic composition, horizontal and vertical structure and diameter distribution. Environmental gradients in relation to soil properties and canopy gap were also considered. These studies demonstrated that using continuous forest inventory with a sample plot grid is a viable tool for evaluating natural regeneration dynamics. The stratification process for natural regeneration was characterized. Pioneer and climax species are the main components of the inferior stratum and secondary ones the main component of the superior stratum. The forest succession of Retiro-Branco was found to be undergoing intense structuring activity, characterizing initial stage of succession. The decline of pure stand of *Mimosa scabrella* is modifying the successional order that previously occurred in this area, provoking modification in site conditions. Occupation of these sites occurs by ecological groups, pioneer species being favored in the process. Secondary species, especially *Miconia sellowiana*, are the most dominant in classes with greatest height and diameter, being the most responsible for construction of the superior stratum. The species which presented best performance in colonization and structuring of natural regeneration at Retiro-Branco for both inventories were *Miconia sellowiana*, *Psychotria sessilis*, *Leandra melastomoides*, *Clethra scabra*, *Myrsine umbellata*, *Miconia pepericarpa*, *Tibouchina candolleana*, *Cordia suberba*, *Cestrum amictum*, *Alchornea triplinervia*, *Casearia sylvestris*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrcia*

rostrata and *Schinus terebinthifolius*. These are indicated as promising species for rehabilitation programs of mined areas in similar conditions of successional strategy. The prediction of diameter distributions using a transition matrix proved to be a simple way for foreseeing both the succession process of natural regeneration and future ecological groupings of species, increasing understanding of mechanisms that rule internal succession behavior. The combined use of analysis of floristic composition as to vertical and horizontal structure and distribution diameter plus correlation with environmental variables proved to be efficient for understanding the successional process at the level of species and ecological groups. This is useful for the selection of species and for making other strategic decisions for rehabilitation of degraded areas.

1 – INTRODUÇÃO

Uma área degradada por atividade de mineração é caracterizada como aquela em que a vegetação nativa e a fauna foram destruídas, removidas ou expulsas; a camada fértil do solo foi perdida, removida ou enterrada; e a qualidade e regime de vazão do sistema hídrico foram alterados (BRASIL, 1990).

A mineração é uma das atividades humanas que mais contribui para a alteração da superfície terrestre, afetando tanto o ambiente interno à área minerada como o externo, provocando expressivo impacto sobre a água, o ar, o solo, o subsolo e a paisagem como um todo. Desta forma, a degradação é um processo inerente à atividade de mineração e sua intensidade depende do volume explorado, do tipo de mineração e dos rejeitos produzidos (GRIFFITH, 1980).

Plantios homogêneos com espécies arbóreas com potencial para produção de madeira, utilização de espécies rústicas quanto às adversidades do meio minerado e com rápido crescimento e recobrimento do solo despertaram grande interesse de uso. Entre estas espécies, podem se destacar as dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, sobre as quais as informações ecológicas e silviculturais são muito mais difundidas quando comparadas às espécies nativas.

A implantação de povoamentos mistos com espécies florestais arbóreas tem se apresentado como o caminho mais apropriado para a formação e o restabelecimento da função e, posteriormente, da forma da vegetação. PETIT (1969) e FINOL (1971), afirmam que a regeneração natural constitui um alicerce para a sobrevivência e o desenvolvimento do ecossistema florestal, devendo, portanto, constituir uma linha básica de pesquisa para melhor compreensão da dinâmica da floresta, facilitando posterior estabelecimento de planos de manejo para diversos fins.

A revegetação é parte essencial no processo de recuperação de áreas degradadas pela mineração, a qual implica não só no plantio de espécies vegetais, mas também na seleção adequada de espécies e das técnicas de manejo visando acelerar e restabelecer os processos de sucessão natural (LORENZO, 1991).

Dentre os aspectos mais importantes da estratégia de recuperação de áreas degradadas podemos citar: a revegetação, a condução da regeneração natural, processos mistos (plantios de enriquecimento e condução da regeneração natural), seleção de espécies, combinação em grupos ecológicos (% de indivíduos de cada grupo), arranjo de plantio (blocos, quincôncios, etc.) e outros. Estes aspectos têm implicações diretas quanto à eficácia e custos das

recuperações (MACEDO, 1993), sendo fundamentais para a retomada do processo de dinâmica da sucessão secundária e, por conseguinte, para a sustentabilidade do povoamento.

A realização de estudos básicos sobre a composição florística e as relações fitossociológicas entre as espécies colonizadoras de áreas fortemente perturbadas em função do tempo, são ferramentas importantes a serem utilizadas para nortear estratégias de reabilitação e recuperação das mesmas (NAPPO *et al*, 2000 a). Assim, estudos ecológicos em projetos de recuperação são excelentes laboratórios para produzir relevantes informações para a compreensão de ecossistemas degradados, sendo um início de reversão do observado por BARTH (1989) de que “os trabalhos de recuperação de áreas mineradas no Brasil são recentes e têm causado um sentimento de imediatismo quanto aos resultados obtidos. Desta forma, há a tendência de se promover uma recuperação com resposta visual imediata, por meio do recobrimento das áreas com espécies arbóreas de rápido crescimento e gramíneas”.

Em algumas áreas mineradas para a extração de bauxita em Poços de Caldas – MG, de propriedade da ALCOA Alumínio S.A., foram implantados povoamento homogêneos de *Mimosa scabrella* Bentham como componente arbóreo do processo de revegetação visando a reabilitação das mesmas. Em uma destas áreas, denominada Retiro-Branco, foi implementado no ano de 1997 um conjunto de parcelas permanentes para caracterização inicial do processo de regeneração natural, avaliação da suficiência amostral e do tamanho de parcelas, tendo como resultados os trabalhos apresentados por NAPPO *et al* (1999, 2000 a e 2000 b). Em 2000 o mesmo autor realizou o segundo inventário da regeneração natural nas parcelas permanentes para caracterização do processo de dinâmica da sucessão no povoamento já citado, sendo o objeto de estudos deste trabalho.

O presente estudo tem por objetivo geral caracterizar o processo de dinâmica da regeneração natural das espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque do povoamento de *Mimosa scabrella* Bentham naquela área. Os objetivos específicos foram: Avaliar o comportamento da regeneração natural de *Mimosa scabrella* quanto ao potencial de formação de povoamentos homogêneos nas áreas de estudo; Avaliar o comportamento das espécies *Miconia sellowiana*, *Psychotria sessilis*, *Leandra melastomoides*, *Clethra scabra*, *Myrsine umbellata*, *Miconia pepericarpa*, *Tibouchina candolleana*, *Cordia superba*, *Cestrum amictum*, *Alchornea triplinervia*, *Casearia sylvestris*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrcia rostrata* e *Schinus terebinthifolius* indicadas no primeiro inventário por NAPPO *et al* (2000 a), como espécies de interesse para utilização na implantação de povoamentos mistos e em plantios de enriquecimento em áreas com condições semelhantes às das áreas estudadas; Propor uma metodologia de inventário florestal contínuo para monitoramento do processo de

dinâmica da regeneração natural tendo em vista a avaliação de programas de revegetação de áreas degradadas; Identificar e estabelecer indicadores de sustentabilidade oriundos do estudo de dinâmica da regeneração natural para acompanhamento e avaliação de povoamentos implantados na área de estudada; e Subsidiar o programa de revegetação de áreas degradadas da ALCOA quanto à indicação de espécies, arquitetura de plantio, densidade de plantas, monitoramento e tratamentos silviculturais.

Neste contexto, as seguintes hipóteses foram formuladas:

- a) A regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de *Mimosa scabrella* no Retiro-Branco, apresenta alterações florísticas, estruturais e sucessionais durante o intervalo de tempo analisado (3 anos).
- b) As espécies *Miconia sellowiana*, *Psychotria sessilis*, *Leandra melastomoides*, *Clethra scabra*, *Myrsine umbellata*, *Miconia pepericarpa*, *Tibouchina candolleana*, *Cordia superba*, *Cestrum amictum*, *Alchornea triplinervia*, *Casearia sylvestris*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrcia rostrata* e *Schinus terebinthifolius*, mantêm a sua importância na estrutura da regeneração natural da área do Retiro-Branco.
- c) Variáveis ambientais, como fatores edáficos e de abertura do dossel, apresentam correlação com o comportamento de parâmetros estruturais e de dinâmica das espécies arbóreas e arbustivas em regeneração na área do Retiro-Branco, formando gradientes ambientais.

2 – REVISÃO DE LITERATURA

Os processos dinâmicos que ocorrem em florestas tropicais e as consequências ecológicas decorrentes produzem estruturas de grande heterogeneidade ao longo do tempo (LIEBERMAN *et al.* 1995). A sucessão ecológica é um fenômeno que envolve gradativas variações na composição de espécies e na estrutura da comunidade ao longo do tempo (HORN, 1974 e FERREIRA, 1997).

As áreas florestais, ao longo dos tempos têm sido reduzidas com o desenvolvimento tecnológico das atividades humanas. O que parecia ser um recurso sem limites, hoje é visto como um recurso finito e vulnerável (WHITMORE 1990). Desta forma cada vez é mais urgente a demanda por estudo que caracterizem as consequências da destruição dos ecossistemas florestais (OLIVEIRA-FILHO *et al.* 1997). Estes estudos são o caminho para orientar políticas de uso e ocupação de áreas e ferramenta imprescindível para os trabalhos de recuperação de áreas degradadas nestes ambientes.

A dinâmica de comunidades arbóreas em florestas tropicais têm sido estudada em regiões extensas e bem preservadas, como as florestas do Panamá (BROKAW 1982; PUTZ & MILTON 1983; HUBBELL & FOSTER 1986), da Costa Rica (LIEBERMAN *et al.* 1985, 1990; LIEBERMAN & LIEBERMAN 1987), de Porto Rico (CROW 1980), da Venezuela (UHL *et al.* 1988; CAREY *et al.* 1994), do Peru (GENTRY & TERBORGH 1990), do Equador (KORNING & BASLEV 1994a) e da Amazônia brasileira (PIRES & PRANCE 1977; RANKIN-de-MERONA *et al.* 1990). Em regiões do Brasil Central e Sudeste podemos destacar os trabalhos feitos por FELFILI (1995a,b) em mata de galeria, e os trabalhos de OLIVEIRA-FILHO *et al.* (1997), FERNANDES (1998), FERREIRA *et al.* (1998a, 1998b e 1999) e GUILHERME (1999) em floresta semidecídua. Estudos desta natureza encontram dificuldades para serem conduzidos em função da necessidade de pelo menos dois inventários em momentos diferentes.

Sobre a recuperação de áreas degradadas, grande parte dos esforços têm sido no sentido de se obter uma rápida cobertura do solo ou substrato residual, utilizando espécies de rápido crescimento. Muitas das vezes são empregados plantios puros com espécies leguminosas alóctones, formando a estratégia denominada “Tapete Verde”, descrita por GRIFFITH *et al.* (1996), mesmo sabendo que os estudos fitossociológicos são ferramentas importantes para a definição de estratégias sucessionais (modelo sucessional), mais harmoniosas quanto à auto-sustentabilidade. Neste sentido, GRIFFITH *et al.* (1996),

apresentam o “modelo bioeconômico dinâmico” apresentado como o resultado otimizado da utilização da abordagem de formação do tapete verde com a abordagem sucessional, tendo como premissa corrigir os inconvenientes ecológicos, econômicos, e sociais advindos dos extremos do uso das duas abordagens em separado.

Trabalhos como os de CAMPELLO (1999) e NAPPO *et al* (2000 a, 2000 b), demonstram a importância de estudos fitossociológicos para a compreensão dos processos envolvidos na reabilitação de áreas degradadas sob processo de reabilitação.

As identificações botânicas e a falta de uniformidade nos inventários ao longo do tempo têm sido as maiores dificuldades para os estudos de dinâmica de florestas tropicais. No entanto, informações sobre a ecologia de determinadas espécies devem ser disponíveis para aperfeiçoar as possibilidades de manejo florestal (KORNING & BASLEV, 1994b), em especial, para a avaliação de projetos e estabelecimento de estratégias, de reabilitação de áreas degradadas.

2.1 - Inventário Florestal Contínuo

A determinação ou estimação, quantitativa ou qualitativa, das características de recursos florestais é realizada por procedimento de inventário florestal. O inventário florestal pode ser feito mediante enumeração completa (censo) ou amostragem da população objeto de estudo. O inventário feito mediante enumeração completa da população permite obter os valores reais dos parâmetros da população, e os realizados via amostragem permitem estimar, de forma confiável, os mesmos parâmetros. A escolha entre um procedimento e outro é feita mediante a disponibilidade de tempo, recursos financeiros, área do fragmento florestal, e objetivos do estudo quanto a exatidão e precisão requeridas.

Em estudos de vegetação, são comumente utilizados métodos de amostragem para estimar os parâmetros da população. O método de amostragem pode ser preferencial, aleatório, sistemático ou aleatório restrito (MATTEUCCI & COLMA, 1982). O tamanho da amostra deve ser suficiente para representar satisfatoriamente a vegetação em estudo e a definição do tamanho mais eficiente dependerá dos objetivos, da precisão requerida, da variabilidade da vegetação e dos custos disponíveis.

Quanto à forma de parcelas, SILVA (1980) cita que unidades de amostra quadradas foram mais eficientes que as demais formas de mesmo tamanho. HIGUCHI *et al* (1982) e

BENZA (1964) afirmam que parcelas retangulares apresentam maior representatividade de variações existentes na área, quando comparadas às parcelas quadradas.

O inventário florestal contínuo (IFC) compreende todos os métodos nos quais a amostragem é realizada em ocasiões sucessivas. É uma ferramenta básica que deve ser utilizada pelo pesquisador para conhecer as mudanças que ocorrem na floresta, sejam de causas naturais como também devido a perturbações humanas, como a exploração e os tratamentos silviculturais (SILVA & LOPES, 1984).

2.2 - Sucessão Vegetal

Sucessão é vista como a ocupação de uma área por organismos, envolvendo um incessante processo de ação e reação, resultando, ao longo do tempo, em mudanças no ambiente e nas comunidades, ambos sofrendo continuamente recíproca influência e ajustes (MARGALEF, 1968).

O termo sucessão é utilizado para descrever processos dinâmicos de modificação na composição de espécies e estrutura de uma comunidade vegetal ao longo do tempo, até que esta atinja um estado próximo de um equilíbrio dinâmico com o ambiente, que é denominado de clímax. Sucessão envolve, portanto, a imigração, extinção de espécies e alterações na sua abundância relativa. As modificações ocorridas numa comunidade são causadas por alterações das condições abióticas e bióticas, decorrentes de atividades dos próprios componentes da comunidade ou devido a fatores externos, com consequências na probabilidade de estabelecimento e sobrevivência de cada espécie (FINEGAN, 1984; MARGALEF, 1989; KENT & COKER, 1992; MEGURO, 1994; ODUM, 1996).

Algumas sucessões vegetais podem convergir a um futuro comum, independente do tipo de processo inicial causador das modificações. Outras, no entanto, podem ser cíclicas ou alternar processos de regressão e progressão dependendo do histórico dos distúrbios sofridos (MEGURO, 1994).

CLEMENTS (1916) propôs uma teoria de causas da sucessão, assumindo que as comunidades pioneiras são as que primeiramente colonizam um ambiente antes nunca habitado, que ao longo do tempo sofrerá mudanças em direção ao clímax. A comunidade clímax é conceituada como sendo inteiramente controlada pelo clima, sendo a composição de espécies na vegetação, caracterizada pela zona climática. A sucessão primária é

predominantemente autogênica. Todas as demais fisionomias de vegetação, encontradas na mesma zona climática são consideradas estádios temporários de diferentes séries sucessionais.

GLEASON (1926) argumenta que todas as espécies de plantas distribuem-se como um contínuo, sendo que as espécies respondem individualmente a variações de fatores ambientais e estes variam no tempo e no espaço. Esta visão é conhecida como “conceito individual de associação de plantas”. O resultado desta combinação de espécies de plantas encontradas em um ponto da superfície da terra é único. O conjunto de plantas crescendo em uma área é o resultado das condições ambientais e da migração das mesmas, uma vez que qualquer área está constantemente recebendo propágulos. O autor ainda argumenta que os limites de permuta de combinações entre fatores ambientais, em conjunto com o limite de tolerância das espécies, pode, resultar em diferentes combinações de abundância de espécies.

WALKER (1971) argumenta que a vegetação depende totalmente do ambiente. Os fatores ambientais (temperatura, luz, química e física do solo, topografia, etc.) são condicionadores do clima. Para todas as zonas climáticas pode-se encontrar um tipo de vegetação correspondente, chamado de “vegetação de zona”, devendo ser entendido como um extenso conceito de unidades de vegetação que ocupam grande parte da superfície da terra em áreas não perturbadas. Em condições extremas de solos a vegetação é mais fortemente influenciada por fatores edáficos do que por fatores climáticos, sendo chamada de “vegetação azonal”, não sendo inteiramente independente da zona climática. Da mesma forma o conceito de “vegetação extrazonal” é apresentado como referência à vegetação mais influenciada por micro-condições locais, não correspondendo à vegetação da região.

CONNELL & SLATYER (1977) consideram o termo sucessão como se referindo a mudanças observadas em uma comunidade de plantas após uma perturbação que abre, relativamente, grandes espaços. O stress físico das plantas e a competição por recursos entre elas são os principais mecanismos que determinam o curso da sucessão. Neste sentido, estes autores apresentam três modelos de sucessão. O primeiro é denominado “facilitação”, que é caracterizado pela ocupação dos espaços abertos no sítio por espécies aptas à colonização imediata, envolvendo a composição florística inicial e a substituição de espécies que atuam como modificadoras do ambiente. A sucessão é facilitada pelas espécies colonizadoras que condicionam o ambiente de forma favorável para o desenvolvimento de espécies colonizadoras subsequentes. O segundo modelo é denominado “história de vida”, onde as espécies colonizadoras iniciais dos espaços gerados por perturbação causam transformações no ambiente mas pouco ou nenhum efeito causam sobre o recrutamento e crescimento das espécies colonizadoras posteriores. Neste modelo a sequência de espécies na sucessão é

determinada apenas pela história de vida de cada uma, sendo as primeiras espécies colonizadoras as de ocorrência na própria área, ou espécies de estágios posteriores e de crescimento lento. O terceiro modelo, denominado “inibição” ocorre quando as primeiras espécies colonizadoras são invasoras, não apresentando a mesma história de vida das espécies de ocorrência na área, segurando o processo de sucessão por inibirem a colonização por espécies subsequentes.

TILMAN (1985) apresenta a hipótese “razão de recursos” para a sucessão, cujo significado é aplicado a espécies que são dominantes ocasionalmente na sucessão. Esta teoria tem dois elementos principais que são a competição inter-específica por recursos e o padrão de longevidade para suprimento de recursos limitados, chamado pelo autor de trajetória de suprimento de recursos. De acordo com esta hipótese, a sucessão é resultante de um gradiente direto da relativa distribuição de recursos limitantes. A sucessão deve ser um processo direcional ou repetitivo somente quando o suprimento de recursos for também direcional ou repetitivo. Para plantas terrestres, a evolução e diferenciação têm estado correlacionadas com gradientes de recursos de habitat, principalmente nutrientes, água e luz. Segundo esta teoria as espécies podem ser divididas em cinco grupos, sendo: Espécies A, as que requerem baixos teores de nutrientes e alta luminosidade na superfície do solo; Espécies E, são competidoras superiores em solos ricos e a baixa luminosidade na superfície do solo; Espécies B, C e D apresentam estratégia intermediária, cada uma alcançando melhor desempenho ao longo de variações de picos de nutriente e luz.

BEGON *et al* (1996) consideram que, em qualquer situação, uma espécie ocorrerá somente quando for capaz de alcançar a área, e que esta tenha recursos apropriados para o estabelecimento da mesma, e que os competidores, predadores e parasitas não a excluam. A sequência temporal de aparecimento e desaparecimento das espécies parece depender destas condições, recursos e, ou, da influência de inimigos, variando com o tempo.

A maioria dos ecologistas concorda com a existência de comunidades de plantas e que elas se repetem no espaço. Suas visões geralmente ficam entre o extremo das visões de Clements e Gleason (KENT & COKER, 1992).

Para compreender os processos de sucessão, uma ferramenta muito importante é a fitossociologia, que é definida por OLIVEIRA-FILHO *et al* (1995) como o estudo da comunidade vegetal, com o objetivo de se estabelecer em aspectos relacionados à sua estrutura espacial e às relações mantidas entre indivíduos da própria comunidade com indivíduos da comunidade animal e com o meio abiótico. Os estudos fitossociológicos fornecem como resultados, uma radiografia da comunidade vegetal permitindo visualizar,

entre outras características da mesma, a importância social de cada espécie dentro da comunidade.

A regeneração natural é a mantenedora dos processos de sucessão, uma vez que é a responsável pela reposição dos indivíduos na estrutura do povoamento. FINOL (1971) define regeneração natural como sendo todos os descendentes das plantas arbóreas que se encontram entre 0,10m de altura até o limite de diâmetro estabelecido no inventário estrutural.

A análise da regeneração natural permite que sejam feitas inferências sobre a origem da floresta e previsões sobre seu desenvolvimento e aproveitamento sob diferentes formas de tratamento (HOSOKAWA, 1986; CARVALHO, 1987).

WHITMORE (1983) afirmou que o estoque de sementes existente no solo é determinante para o início da sucessão secundária em áreas que sofreram perturbação. MARTINEZ-RAMOS *et al*, (1989) e CALEGÁRIO *et al* (1993) citam que o sucesso da regeneração é dependente da dispersão, da dormência, da sobrevivência, do crescimento e da produção das espécies em determinada comunidade vegetal.

FRANÇA (1991) considera que outros fatores podem alterar o curso da sucessão e até mesmo mudar completamente o resultado final, isto é, áreas cobertas anteriormente com densas florestas podem tender a formação de savanas. Os fatores que podem promover estas alterações no curso da sucessão são: fogo, atividades antrópicas, herbívoros e outros. Sendo que o fogo é um dos fatores físicos mais importantes que pode alterar o curso da sucessão.

ZEDLER & GOFF (1972) e CALEGÁRIO *et al* (1993) afirmam que, utilizando um método quantitativo para a avaliação sucessional existente entre espécies vegetais, é possível, na maioria dos casos, determinar quais espécies tendem a substituir outras.

KAGEYAMA *et al* (1989) afirmam que a sucessão secundária em florestas tropicais ocorre desde que haja banco de sementes no solo e fonte de sementes nas proximidades. HAWLEY (1949), citado por DURIGAN (1990), considera que além dos dois requisitos apresentados, o sucesso da regeneração natural dependerá dos seguintes fatores: fornecimento de sementes em abundância, de modo que exceda à capacidade de destruição por predadores e outros agentes; condições favoráveis para germinação das sementes; e condições favoráveis para o crescimento das plântulas.

Onde não existirem as condições básicas mencionadas, o plantio de espécies pioneiras e não pioneiras deve dar início ao processo de sucessão, fornecendo sementes para recolonização de áreas adjacentes, ficando a natureza encarregada dos ajustes mais finos (KAGEYAMA *et al*, 1989).

Para o estudo fitossociológico da regeneração natural, têm sido adotadas estratificações para se conseguir uma visualização mais pormenorizada dos processos envolvidos na sucessão. Desta forma, para estudos de regeneração natural em florestas naturais tropicais, a FAO (1971) adotou a classificação de classes de tamanhos utilizada na Malásia por BARNARD (1950), que é a seguinte: Classe R - com altura inferior a 0,3m; Classe - U1 com altura entre 0,3 e 1,5m; Classe - U2 entre 1,5 e 3m; Classe - E com altura superior a 3m e DAP inferior a 5cm; Classe - 1.A com DAP entre 5 e 10cm; Classe - 1.B com DAP entre 10 e 15cm; Classe - 2 com DAP entre 15 e 25cm e Classe - 3 com DAP entre 25 e 30cm.

FINOL (1971), sugere que os inventários de regeneração natural sejam classificados por pelo menos três categorias de tamanho. O autor argumenta que a divisão das classes de tamanho fica a critério do pesquisador, devendo este se basear nas características encontradas nas áreas de estudo. O autor apresenta três classes como sugestão: Classe - 1, de 0,1m a 1m de altura; Classe - 2, de 1,1 a 3m de altura e Classe - 3, de 3,1 de altura a 9,9cm de DAP.

No quadro 1 são apresentados tamanhos e formas de parcelas utilizados em estudos de regeneração natural em florestas tropicais realizados por diversos autores.

QUADRO 1 - Classe de tamanho de plantas, tamanho e forma de parcelas para diferentes estudos de Regeneração Natural. H = altura total; CAP= circunferência a altura do peito (1,30m); DAP = diâmetro a altura do peito (1,30m)

Autor	Local	Classe de tamanho de plantas	Parcelas	
			Tamanho	Forma
PETIT (1969)	Pará/Amapá	Até 1,5m H	4m ²	2x2m
		Entre 1,5m H e 15cm DAP	25 m ²	5x5m
		Entre 15cm e 55cm DAP	100 m ²	10x10m
ROLLET (1969)	Venezuela	Até 10m H	1,56 m ²	1,25x1,25 m
	Venezuela	Até 10m H	4 m ²	2x2m
FINOL (1975/1976)	Venezuela	Até 10cm DAP	100 m ²	10x10m
JANKAUSKIS (1978)	Pará	Até 10cm H	1 m ²	1x1m
CARVALHO (1980)	Amazônia	Até 15 DAP	25 m ²	5x5m
LONGHI (1980)	Rio Grande do Sul	Entre 0,1 a 1,5m H	100 m ²	10x10m
		Entre 1,6 a 3m H	100 m ²	10x10m
		Entre 3,1m de H a 19,9cm DAP	100 m ²	10x10m
DURIGAN (1990)	São Paulo	Entre 0,05 e 20,0m H	5 m ²	Circular
UHL & MURPHY (1981)	Amazônia Venezuelana	Entre 1 e 5cm DAP	500 m ²	5x100m
		Entre 5 e 10cm DAP	1000 m ²	10x100m
CALEGÁRIO <i>et al</i> (1993)	Minas Gerais	Menor que 5cm CAP	50m ²	5x10m
		Maior que 5cm CAP	400m ²	10x40m
VOLPATO (1994)	Minas Gerais	Menor que 1m H	5m ²	0,5x10m
		Entre 1m e 3m H	10m ²	0,5x20m
		Entre 3m H e 5cm DAP	20m ²	1x20m
NAPPO <i>et al</i> (1999)	Minas Gerais	Maior de 0,3m H, origem não plantada	50m ²	5x10m
RONDON NETO (1999)	Minas Gerais	Entre 0,3 e 1m H	4m ²	Circular
		Entre 1 e 3m H	6m ²	Circular
		Maior que 3m H até 5cm DAP	10m ²	Circular
GAMA (2000)	Pará	Entre 30cm e 15cm de DAP	100m ²	10x10m

2.3 - Características Ambientais que Influenciam o Crescimento e Desenvolvimento de Espécies em Regeneração

Fatores ambientais como luz, umidade, temperatura, características do solo, e elementos bióticos afetam o crescimento e desenvolvimento das plantas em regeneração e a estrutura das florestas tropicais, sendo que as plantas apresentam exigências diferenciadas entre si, onde a distribuição e abundância são variáveis ao longo de gradientes ambientais que caracterizam o sítio em que ocorrem (HAAG, 1985 e SWAINE, 1996).

A precipitação e a temperatura são os fatores primários que determinam o estabelecimento de uma comunidade florestal em determinado local (ANDRAE, 1978). Entretanto, em relação à distribuição das diferentes espécies dentro da comunidade, esta é fortemente influenciada pela disponibilidade de luz. Isso porque a diversidade de espécies e, por consequência, a variabilidade das exigências destas, em relação aos fatores de crescimento, favorecem o melhor aproveitamento da energia luminosa que chega ao dossel da floresta (WHATLEY & WHATLEY, 1982).

2.3.1 - Luz

O efeito da luz sobre o crescimento de plantas depende da intensidade, qualidade e da periodicidade (ANDRAE, 1978). A variação de qualquer uma dessas características pode afetar o desenvolvimento e crescimento das plantas, de forma tanto quantitativa como qualitativa (FERNANDES, 1998).

No interior de uma floresta a radiação luminosa que atinge o solo sofre variações em suas características quantitativas e a qualitativas, em função das espécies presentes, das propriedades óticas das folhas e da densidade dos sucessivos estratos abaixo do dossel (REIFSNYDER & LULL, 1966, citados por ENGEL, 1989). Estas modificações têm importância considerável nos processos de regeneração e crescimento de um ecossistema florestal (NYGREN & KELLOMAKI, 1984).

A natureza dinâmica da cobertura florestal proporciona vários nichos de regeneração aos quais diferentes espécies vieram a se especializar. De maneira geral, as espécies arbóreas de florestas tropicais são classificadas em dois grupos ecológicos: espécies pioneiras e clímax. De acordo com SWAINE & WHITMORE (1988), as clímax são subdivididas em clímax exigentes de luz e clímax tolerantes à sombra. Porém, dentre as diversas classificações, a que

mostra-se mais consistente é a proposta por BUDOWSKI (1965), onde o autor, estudando o processo sucessional em uma floresta tropical, verificou a distribuição de espécies em um ecossistema florestal, e com base em suas observações, classificou as espécies arbóreas em pioneiras, secundária inicial, secundária tardia e clímax da sucessão em função das características do ciclo vital e tolerância a sombra. O autor considerou, ainda, os mecanismos de dispersão de sementes, a composição florística dominante, a densidade dos estratos, o número de estratos e a viabilidade de sementes.

Muitas espécies tolerantes à sombra são capazes de se estabelecer ou de sobreviverem, na fase de plântulas, em ambientes de baixa luminosidade, por um longo período de tempo, desenvolvendo melhor em áreas com pequenas perturbações ou pequenas clareiras (BROKAW, 1982 e HUBBELL & FOSTER, 1986). No entanto, mediante fortes impactos bióticos e climáticos sobre uma floresta, provocando grandes clareiras, as espécies pioneiras apresentam maior eficiência de ocupação do meio (OLDEMAN, 1989).

Uma das mais importantes formas de analisar a dinâmica de comunidades vegetais é através da dinâmica de clareiras (VAN DER MAAREL, 1996). A queda de árvores, ou de seus ramos, criam aberturas no dossel da floresta, alterando condições ambientais em relação às condições de uma floresta fechada (DENSLOW, 1987). As clareiras, são de grande importância para o ciclo de vida de muitas espécies arbóreas, sendo de grande importância para explicar a dinâmica da estrutura e composição florística das florestas (VAN DER MEER & BONGERS, 1996).

Segundo HUBBELL & FOSTER (1986), a maior diversidade de espécies está correlacionada, em geral, com os microhabitats proporcionados pelas clareiras. A grande heterogeneidade ambiental associada com a formação de clareiras desempenha um importante papel na biologia das comunidades de florestas tropicais, tais como no estabelecimento, crescimento e reprodução de muitos indivíduos arbóreos e arbustivos (DENSLOW 1980; DENSLOW 1987; DENSLOW & HARTSHORN 1994; MARTINS & RODRIGUES, 2002).

A formação de uma clareira dá início a germinação do banco de sementes presentes no chão da floresta e impulsiona o crescimento das plântulas já estabelecidas no sub-bosque. Desta forma, as aberturas no interior de uma floresta são amplamente reconhecidas por vários ecólogos como importantes para o estabelecimento e crescimento de espécies lenhosas nas florestas tropicais (DENSLOW, 1980, 1987).

WHITMORE (1990) argumenta que a cobertura de uma floresta passa por um estado de fluxo contínuo, com clareiras se desenvolvendo e fechando a todo momento. Essas clareiras são colonizadas por plântulas que passam por vários estágios até chegarem à

maturidade. Analisando-se dessa forma, a natureza dinâmica de uma floresta, uma clareira consiste de ciclos de crescimento, passando pela construção até as fases maduras, os quais são arbitrariamente subdivididos em processos contínuos de desenvolvimento. A floresta consiste de um mosaico de porções em diferentes fases do ciclo de crescimento. Esses padrões espaciais refletem os processos de manutenção da floresta e são contínuos ao longo do tempo.

A formação de clareiras em florestas tropicais é considerada sazonal, com uma frequência máxima ocorrendo durante os meses chuvosos (BROKAW, 1982). As árvores úmidas são mais pesadas e, portanto, menos resistentes aos ventos, além do mais os solos nessas épocas se tornam menos compactado proporcionando menor estabilidade para as raízes das árvores (HUBBELL & FOSTER, 1986). Esta sazonalidade de abertura de clareiras pode influenciar o sucesso de estabelecimento de espécies arbóreas as quais dependem da dispersão dos propágulos e da germinação para colonizar clareiras (BROKAW, 1982). Possibilidades de formação de clareiras podem também variar com o tipo de solo e topografia (HUBBELL & FOSTER, 1986), em função de maior ou menor fixação de raízes presença de ventos respectivamente.

A formação de clareiras em florestas é o principal meio pelo qual, a maioria das espécies arbóreas, pode se manter em florestas com dossel fechado. Portanto o entendimento dos regimes de distúrbio e o conhecimento dos papéis do processo de reposição das árvores são fundamentais para se entender a estrutura e a dinâmica de revegetação em clareiras de comunidades florestais (HUBBELL & FOSTER, 1986).

Árvores grandes tem menor proporção de morte do que árvores pequenas. Pelo fato de pequenas árvores serem mais numerosas, o maior número de mortes na sua classe de tamanho proporcionam clareiras pequenas. Estudos de dinâmica florestal, baseados em clareiras com aberturas de dossel ignoram, portanto, a grande maioria de distúrbios no interior de uma floresta (SWAINE, 1989).

A reposição de árvores e a regeneração de clareiras são processos complexos e pouco entendidos, fazendo com que até o presente momento, sejam possíveis apenas análises não refinadas por causa da falta de informações comparativas sobre a dinâmica e performance das espécies em clareiras comparadas com as espécies do interior sombreado da floresta (HUBBELL & FOSTER, 1986).

2.3.2 – Solo

Os solos exercem influência sobre o tipo de comunidade vegetal presente numa da localidade e reciprocamente, a vegetação influencia nas propriedades do solo (YONG, 1991). As composições química e física dos solos são tão importantes na distribuição de comunidades vegetais, como a temperatura, precipitação, insolação, velocidade do vento e outros fatores climáticos (EYRE, 1984). O material de origem exerce influência no estabelecimento da vegetação, sendo que solos bem-drenados em regiões de elevada pluviosidade podem favorecer a ocorrência de vegetação com alta densidade, enquanto locais que apresentam como material de origem rocha calcária ou arenito oferecem suporte à vegetação rala (EYRE, 1984 e JOSE *et al*, 1994).

Segundo BARROS (1974), dentre as características físicas, a profundidade e a textura do solo são as de maior significância na determinação da produtividade do local. A influência da textura na produtividade florestal tem sido relatada mais como um fator determinante da disponibilidade de água para as plantas. Assim, o aumento do teor de silte e argila até determinados valores, nos horizontes superficiais ou subsuperficiais, geralmente está associado a aumento no crescimento, embora correlações inversas sejam citadas em várias ocasiões, normalmente quando se trata de locais onde a aeração é deficiente (SILVA JUNIOR, 1984).

FELFILI (1993), revisando inventários de solo em tipologias florestais brasileiras que apresentam altos valores de diversidade florística, verificou que, de forma geral, os solos que fornecem suporte a estas florestas são bastante pobres em nutrientes e de elevada acidez, e que a riqueza de espécies ocorre principalmente em função da grande quantidade de matéria-orgânica na superfície do solo, que proporciona maior retenção de umidade. KIMMINS & KRUMLIK (1974) observaram que baixo estoque de nutrientes altamente circulantes no ecossistema tem maior capacidade de sustentar alta diversidade do que grande estoque de nutrientes pouco circulantes.

JOSE *et al.* (1994) analisaram a estrutura, a composição florística e as características físicas e químicas do solo, de duas formações florestais clímax, em uma mesma condição climática regional, nas diferentes exposições e obtiveram, correlações positivas entre os parâmetros fitossociológicos estudados e as características físicas e a exposição solar do terreno. Os autores concluíram que alta diversidade de espécies em florestas tropicais pode ser resultado de alta diversidade florística em microambientes e, ou abundância de recursos físicos ambientais, que facilitam o estabelecimento e a regeneração de espécies especializadas.

2.4 - Prognose da Estrutura Diamétrica de Povoamentos Florestais

A compreensão da dinâmica dos processos que ocorrem ao longo do tempo em florestas inequiâneas é um grande desafio.

Visualizar as mudanças, determinar suas principais causas, quantificar qualitativa e quantitativamente as mesmas é o caminho para compreender os fenômenos que ocorrem na natureza, permitindo estabelecer relações para prever consequências futuras, dando ao manejador condições de realizar um manejo ambientalmente correto, economicamente viável, socialmente justo e tecnicamente mais preciso.

Segundo BOLDRINI *et al* (1978), muitos dos fenômenos do processo de sucessão, podem ser estudados como se cada um passasse por uma seqüência de estados a partir de um estado inicial, e que a transição de um determinado estado para o estado seguinte ocorresse segundo uma certa probabilidade. No caso em que essa probabilidade de transição dependa apenas do estado em que o fenômeno se encontra e do estado seguinte, o processo é chamado de *Processo de Markov*, e uma seqüência de estados seguindo esse processo é denominada de *Cadeia de Markov*. A Cadeia de Markov é um processo estocástico que: possui um número finito de estados; atende à propriedade Markoviana, ou seja, a probabilidade de transição depende apenas do estado em que o fenômeno se encontra e do estado seguinte; possui uma matriz estacionária; e tem uma probabilidade inicial associada a cada estado (HILLER & LIEBERMAN, 1980).

Entre os modelos de matrizes de transição, a matriz de Markov, ou cadeia de Markov é utilizada na prognose e no desenvolvimento de povoamentos inequiâneos. Este modelo utiliza o conceito de estado, que é a situação em que uma árvore pode ser encontrada, como, por exemplo: ingresso, classe de diâmetro, emigração, mortalidade, colheita, etc.. O ingresso

representa o número de árvores que entram na menor classe de diâmetro, em um dado intervalo de tempo. Uma vez que uma árvore esteja em um estado, ela pode permanecer nele ou mover-se para outro. Os movimentos de um estado para outro são calculados pelas probabilidades de transição. O modelo assume que a probabilidade de movimentos de árvores de um estado para outro depende somente do estado inicial e que ela é constante para todo o período de projeção (AZEVEDO *et al.*, 1995).

Conforme descrito por AZEVEDO *et al.* (1993), a matriz de probabilidade de transição (G) pode ser assim representada:

ESTADOS	0	1	.	.	.	M
0	P_{00}	P_{01}				P_{0M}
1	P_{10}	P_{11}	.	.	.	P_{1M}
.	.	.				.
.	.	.				.
.	.	.				.
M	P_{M0}	P_{M1}	.	.	.	P_{MM}

Em que: $P_{ij} \geq 0$, para todo i e j ; e $\sum_{i=1}^M P_{ij} = 1$, para todo i .

2.5 – Ordenação de Dados Ambientais e Vegetação

A correlação entre variáveis da vegetação e variáveis ambientais pode ser realizada por meio de técnicas de ordenação. TER BRAAK (1986, 1987) considera que a Análise de Correspondência Canônica (CCA) é uma ferramenta de correlação que vem ganhando espaço em estudos de vegetação quando comparada com outros métodos. A CCA é realizada por meio de regressões múltiplas que resultam em eixos de ordenação das combinações lineares das variáveis ambientais, e que permite a aplicação de um teste de significância estatística. VAN DEN BERG (1995) considera os métodos de ordenação como sendo basicamente uma síntese de um gráfico com eixos perpendiculares entre si, que resume a variação multidimensional dos dados da vegetação, onde espécies e amostras são transformadas em coordenadas (scores) correspondentes à sua projeção nos eixos de ordenação (eigenvector), sendo o peso de cada eixo na explicação da variância total dos dados expresso pelo autovalor (eigenvalue).

A análise de correspondência canônica tem sido amplamente utilizada por vários pesquisadores, tendo sido eficiente na compreensão de variações florísticas entre e dentro de florestas (KENT & BALLARD, 1988; RODRIGUES, 1992). Esse método realiza uma análise direta de gradientes, pressupondo respostas unimodais, baseadas na média ponderada dos dados (TER BRAAK, 1986, 1987). Na CCA, os eixos são definidos em combinação com as variáveis ambientais, produzindo diagramas ("biplots") em que são apresentadas conjuntamente espécies e parcelas, como pontos ótimos aproximados no espaço bidimensional, e variáveis ambientais, como vetores ou flechas, indicando a direção das mudanças destas variáveis no espaço de ordenação (TER BRAAK, 1987, TER BRAAK & PRENTICE, 1988). Esse diagrama possibilita a visualização de um padrão de variação da comunidade bem como das características principais responsáveis pelas distribuições das espécies ao longo das variáveis ambientais (TER BRAAK, 1987).

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - O Planalto de Poços de Caldas

O Planalto de Poços de Caldas está inserido na sub-bacia do Rio Grande, bacia hidrográfica do Rio Paraná, entre as coordenadas 21°15'20" de latitude sul e 46°33'55" de longitude oeste (Figura 1). Apresenta forma elíptica constituído por relevos e composição geológica resultante de atividades vulcânicas (BALDASSARI, 1988).



FIGURA 1: Localização geográfica da Região de Poços de Caldas - MG.

3.1.1 – Clima

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfb (subtropical úmido), caracterizado por apresentar condições mesotérmicas úmidas com verão chuvoso (INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL, 1977). O Índice Pluviométrico Anual é de 1.695mm, sendo os meses mais secos julho e agosto. A umidade relativa média é de 78% e a temperatura varia entre 7,4oC a 25oC, com média anual de 24,3oC (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 1977).

3.1.2 - Solos

Os solos do Planalto de Poços de Caldas são constituídos de associações predominantes de Latossolos vermelho-amarelos e vermelho-escuros distróficos, Podzólicos vermelho-amarelos e Cambissolos álicos e distróficos (OLIVEIRA *et al.*, 1987).

Os depósitos de bauxita da região do planalto de Poços de Caldas ocorrem superficialmente, formando inúmeros corpos descontínuos de formato irregular, ocupando os cumes ou as meias-encostas das elevações (MACHADO-FILHO *et al.*, 1983). A espessura dos jazimentos pode atingir 12m, mas a exploração econômica média atual está normalmente entre 4 e 5m de profundidade (ALCOA ALUMÍNIO S.A., sem data).

3.1.3 - Vegetação

A vegetação original da região do Planalto de Poços de Caldas era constituída predominantemente por contatos transicionais entre floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila mista, com ocorrência significativa de savana (cerrado) gramíneo-lenhosa (GATTO *et al.*, 1983).

Em função da forte ação antrópica, a vegetação original tem sido substituída predominantemente por pastagem, vegetação secundária, tratos agrícolas (URURAHY *et al.*, 1983) e florestamentos puros e mistos sobre áreas mineradas.

3.2 - Histórico do Local de Estudo

O local de estudo, denominado “Retiro-Branco”, tem área de 6,44ha, está a 1.500m de altitude na porção superior da vertente voltada para face NE, limita-se à montante com o divisor de água e área de pastagem e a jusante com outra área sob reabilitação posterior composta por plantio misto de *Mimosa scabrella* (bracatinga), espécies arbóreas diversas e forrageiras plantadas no ano agrícola 1995/1996.

Existem diversos fragmentos de vegetação nativa nas circunvizinhanças da área de estudo, estando estes sob ação antrópica variada, podendo ser destacada a Mata do Morro do Cristo, a uma distância de aproximadamente 2km em linha reta. A posição topográfica do

Retiro-Branco, faz com que haja uma forte exposição a ventos fortes, provocando o tombamento de árvores adultas de bracatinga em proporções significativas.

O Retiro-Branco foi submetido à atividade de mineração para a extração de bauxita entre 1978 e 1981. Para realização desse processo, o local foi desflorestado, teve a camada superficial de solo (de 30 a 40cm) removida, e a mineração ocorreu a uma profundidade média de 4,5m. Na figura 2 é caracterizado o estado das áreas após a extração de bauxita.

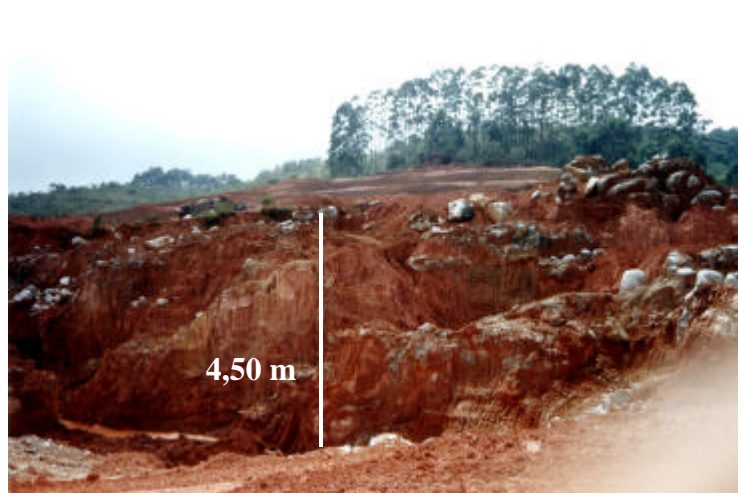


FIGURA 2: Área minerada para a extração de bauxita, em Poços de Caldas - MG.

As atividades de reabilitação do Retiro-Branco iniciaram-se no ano agrícola 1981/1982, tendo sido feita a reconstrução topográfica do terreno tendendo à topografia original, com adoção de práticas de conservação de solos (curvas de nível e patamares) e recolocação de uma camada de aproximadamente 30cm de solo superficial (armazenado quando do início das atividades de mineração). A figura 3 exemplifica a reconstrução topográfica realizada na área de estudo.

A revegetação foi feita para compor dois estratos distintos, sendo que para o herbáceo foi realizada hidrossemeadura em área total com *Lolium multiflorum* Lam. (azevém), *Glycine wightii* Willd. (soja-perene) e *Melinis minutiflora* Beauv. (capim-gordura), e para o arbóreo o plantio homogêneo de *Mimosa scabrella* Bentham (bracatinga) em espaçamento 5×5m, em covas de 60×60×60cm, com adubação de 300g de NPK 10-30-10 e 5 litros de composto orgânico por cova. Para manutenção dos plantios, foram feitas adubações de cobertura (de 6 em 6 meses) até 2 anos de idade utilizando-se 50g de sulfato de amônio por planta; capina em coroamento, a cada 90 dias, até o segundo ano; combate a cupins e formigas com uso de

Aldrim 50% nas covas na época do plantio; e replantio para recomposição das mudas mortas 90 dias após o plantio inicial. A figura 4 retrata a área de estudo, Retiro-Branco, em 2000 (aos 18 anos).

Após o fim das práticas de reabilitação, esta área não sofreu novas intervenções, permanecendo isolada de qualquer tipo de uso e exploração, sendo utilizada apenas para implementação de pesquisa científica de manejo e conservação.



FIGURA 3: Reconstrução topográfica realizada nas áreas de mineração de bauxita, em Poços de Caldas – MG, pela ALCOA Alumínio S.A.



FIGURA 4: Aspecto geral da área de estudo, Retiro-Branco, quando do segundo inventário de monitoramento, em 2000, aos 18 anos de idade.

3.3 - Procedimentos de Campo

Como o objetivo deste estudo foi analisar a dinâmica da regeneração natural nos povoamentos de *Mimosa scabrella* Bentham (Bracatinga), foram identificados e medidos os indivíduos de espécies arbóreas e arbustivas com altura igual ou superior a 0,30m e que não tenham sido provenientes do plantio inicial, mediante inventário florestal contínuo, sendo o primeiro em 1997 e o segundo em 2000. Para tanto foram empregadas parcelas permanentes, setorizadas, nos dois inventários. A intensidade amostral foi de 19 parcelas permanentes de 50m² (Figura 5).

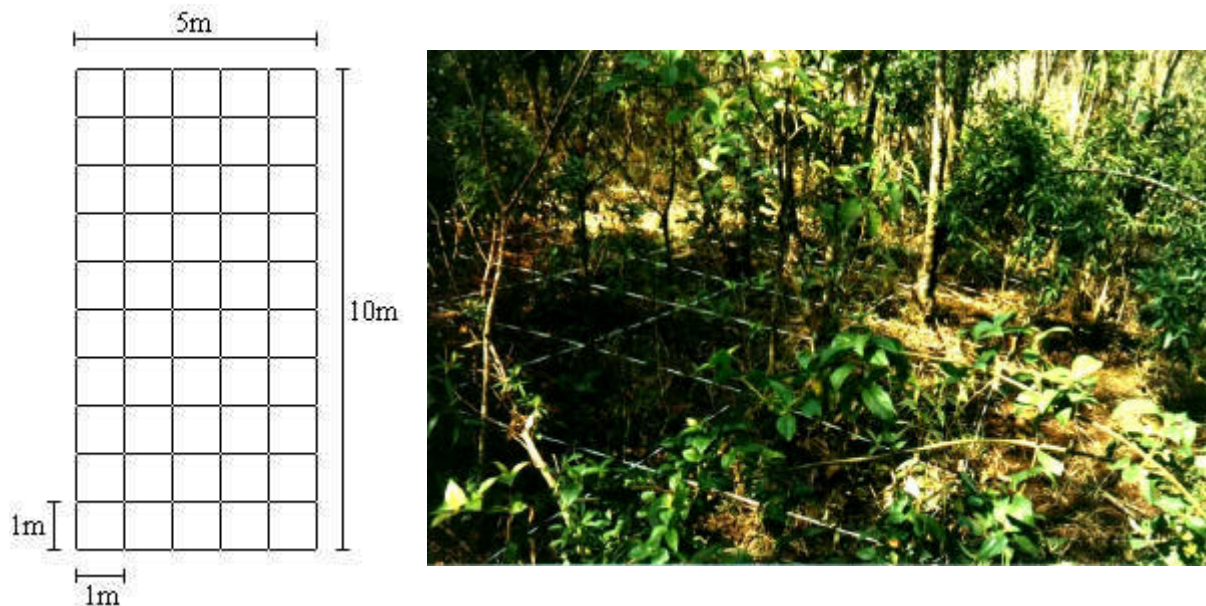


FIGURA 5: Tamanho, forma e setores das parcelas empregadas para o estudo da regeneração natural, no Retiro-Branco, Poços de Caldas - MG.

Foram tomadas as medidas de diâmetro à altura do solo (DAS), com o auxílio de paquímetro, e de altura total (H), com fita métrica e, ou vara graduada.

O primeiro inventário, realizado em 1997, é a base de dados do estudo da regeneração natural realizados por NAPPO *et al* (1999, 2000a e 2000b).

A riqueza florística expressa pela curva espécie-área foi utilizada como base para a determinação da suficiência amostral do inventário. Para determinação do tamanho adequado de parcela por classe de altura da regeneração natural foi utilizado o mesmo procedimento de curva espécie área. Nestes estudos, foi empregada a regressão linear com resposta em platô para determinação do ponto de inflexão das curvas espécie-área gerada entre o número de parcelas e o número de espécies (suficiência amostral) e entre o tamanho de parcelas e o número de espécies por estrato de altura conforme NAPPO *et al* (1999). O mesmo autor, indica para o monitoramento futuro da regeneração natural da área a manutenção das parcelas com área de 50m².

Em cada inventário foram coletadas amostras botânicas de todas as espécies encontradas, sendo as mesmas acondicionadas em saco plástico, prensadas e secas em estufa, para posterior identificação.

Os dados da vegetação foram arquivados por área de estudo, por parcela e setor em cada ocasião de inventário. Esta estrutura de coleta e armazenamento de dados permite a utilização de qualquer critério de estratificação para o estudo da regeneração natural das áreas em estudo.

Amostras de solo foram coletadas nas parcelas dos inventários (1997 e 2000), para análise, sendo as amostras obtidas com trado do tipo “holandês”, as profundidades de 0 a 20cm e 20 a 40cm, em dez pontos distintos das parcelas, para obtenção de amostras compostas. Foram determinadas as propriedades físicas (textura), propriedades químicas (pH e macro-nutrientes) e matéria-orgânica, pelos laboratórios de solos da Universidade Federal de Lavras – UFLA (em 1997) e da Universidade Federal de Viçosa – UFV (em 2000).

No segundo inventário, em 2000, foram utilizadas fotografias hemisféricas para avaliação da abertura do dossel. O equipamento utilizado para obtenção das fotografias foi um conjunto composto por lente NIKKOR Fisheeye - 8mm, máquina fotográfica e filme fotográfico preto e branco ASA 400. Este conjunto foi montado sobre tripé com nível de bolha, no centro de cada parcela, a 1m de altura, apontando o foco para o céu com o zênite no centro do enquadramento, em dia de céu encoberto, tendo sido tomadas 2 repetições por parcela e anotado o horário de cada fotografia.

Para quantificar a abertura do dossel, as fotografias hemisféricas foram digitalizadas e processadas no programa Adobe Photoshop 6.0, o qual permitiu a quantificação da área da total das imagens e as área de claro e escuro. Desta forma, foi calculado o percentual de abertura do dossel em cada parcela.

3.4 - Parâmetros Florísticos e das Estruturas Fitossociológicas

Os parâmetros florísticos e quantitativos da vegetação são baseados na obtenção de características das plantas que compõem uma comunidade vegetal com o intuito de descrevê-la qualitativa e quantitativamente. Desta forma foram empregados os parâmetros apresentados a seguir para caracterizar a regeneração natural das espécies arbóreas e arbustivas na área do Retiro-Branco.

3.4.1 - Diversidade florística

O conceito de diversidade possui dois componentes básicos: a riqueza, que é o número de espécies presentes em uma comunidade, e a equabilidade, que constitui a uniformidade na distribuição das abundâncias das espécies da comunidade (ODUM, 1996; MAGURRAN, 1988; KENT & COKER, 1992).

Par estimar a diversidade foi utilizado o Índice de Shannon, que é calculado com base na relação entre o número de indivíduos por espécie e o número total de indivíduos amostrados, expressando um valor que combina os componentes riqueza e equabilidade. Este índice é muito utilizado em estudos de diversidade de florestas tropicais, facilitando a comparação entre os trabalhos desenvolvidos neste tipo de formação (MAGURRAN, 1988; MARTINS, 1993). Os valores do índice de Shannon usualmente variam entre 1,5 e 3,5 e, em casos excepcionais, excedem 4,5 (PIELOU, 1969). BARROS (1986), em estudos conduzidos em uma Floresta Tropical Úmida, na Amazônia Brasileira, encontrou índice de Shannon de 4,8. O índice de Shannon, é dado pela seguinte expressão (POOLE, 1974):

$$H' = \frac{N \times \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \times \ln(n_i)}{N}$$

Em que: H' = índice de Shannon (quanto maior H' maior a diversidade); N = número de indivíduos amostrados; n_i = número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie; S = número de espécies amostradas; ln = logaritmo na base neperiana.

Para comparar os valores de diversidade, obtidos pelo índice de Shannon (H') obtidos nos inventários 1997 e 2000, foi empregado o teste t conforme MAGURRAN (1988), utilizado por VIDAL *et al* (1998) e WERNECK *et al* (2000), conforme formulário a seguir:

$$Var H'_p = \frac{\sum_{i=1}^S \left(\ln \frac{n_i}{N} \right)^2 - \left(\sum_{i=1}^S \ln \frac{n_i}{N} \right)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2};$$

$$GL = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{\left(\frac{(VarH'_1)^2}{N_1} \right) + \left(\frac{(VarH'_2)^2}{N_2} \right)};$$

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{VarH'_1 + VarH'_2}}$$

Em que: $Var H'_1$ = variância do índice de Shannon no primeiro inventário; $Var H'_2$ = variância do índice de Shannon no segundo inventário; N_1 = número de indivíduos observados no primeiro inventário; N_2 = número de indivíduos observados no segundo inventário. N = número total de indivíduos; S = número de espécies; P = período do inventário; GL = número de graus de liberdade.

A diversidade alcança o valor máximo ($H'_{m\acute{a}x}$) quando cada indivíduo amostrado pertence a uma espécie distinta ($n_i = 1$). Desta maneira $H'_{m\acute{a}x} = \ln N$. A proporção entre a diversidade observada (H') e a diversidade máxima ($H'_{m\acute{a}x}$) expressa a equabilidade e é conhecida como índice de equabilidade de Pielou (MARGALEF, 1989), tendo sido calculado neste estudo conforme a expressão:

$$H'_{m\acute{a}x} = \ln N; \quad J = \frac{H'}{H'_{m\acute{a}x}} = \frac{H'}{\ln N}$$

Em que: J = índice de equabilidade de Pielou; H' = índice de Shannon; $H'_{m\acute{a}x}$ = diversidade máxima; N = número de indivíduos amostrados; \ln = logaritmo na base neperiana. J varia de 0 a 1, sendo 1 a máxima equabilidade, onde todas as espécies têm igual abundância.

3.4.2 - Estrutura horizontal

A estrutura horizontal foi quantificada mediante os parâmetros de densidade, frequência e dominância, em suas formas absolutas e relativas. Estes parâmetros dizem respeito à distribuição espacial das espécies arbóreo-arbustivas que compõem a comunidade, permitindo quantificar a participação de cada uma em relação às outras (REZENDE, 1995; CURTIS & McINTOSH, 1951; LAMPRECHT, 1964).

A densidade ou abundância, refere-se ao número de indivíduos de determinada espécie na comunidade vegetal amostrada. Este parâmetro é estimado nas formas absoluta e relativa (LAMPRECHT, 1964). As expressões utilizadas para a estimativa dos parâmetros de densidade absoluta e relativa foram as seguintes:

$$DA_i = \frac{n_i}{A}; \quad DR_i = \frac{DA_i}{\sum_{i=1}^P DA_i} \times 100$$

Em que: DA_i = densidade absoluta para a i -ésima espécie; DR_i = densidade relativa para a i -ésima espécie; n_i = número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie; A = área amostrada, em hectare; P = número de espécies amostradas.

A dominância expressa a proporção de tamanho, biomassa, volume ou de cobertura de cada espécie, em relação ao espaço ou volume ocupado pela comunidade (MARTINS, 1993). Uma das formas mais comuns de calcular a dominância para comunidades arbóreo-arbustivo é a razão entre a área basal total por espécie e a área amostrada. As áreas basais são calculadas a partir das medidas de diâmetro ou circunferência dos caules das árvores e arbustos. Este parâmetro pode ser estimado nas formas absoluta e relativa (LAMPRECHT, 1964). As expressões utilizadas para a sua estimativa foram as seguintes:

$$DoA_i = \frac{AB_i}{A}; \quad DoR_i = \frac{DoA_i}{\sum_{i=1}^P DoA_i} \times 100$$

Em que: DoA_i = dominância absoluta para a i -ésima espécie, em m^2/ha ; AB_i = área basal da i -ésima espécie, em m^2/ha ; DoR_i = dominância relativa da i -ésima espécie, em %; A = área amostrada; P = número de espécies amostradas.

A frequência representa como os indivíduos de dada espécie estão distribuídos sobre a área amostrada e é dada em porcentagem das unidades amostrais que contém a espécie (LAMPRECHT, 1964). As expressões utilizadas foram:

$$FA_i = \frac{n_i}{N} \times 100; \quad FR_i = \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^P FA_i} \times 100$$

Em que: FA_i = frequência absoluta da i -ésima espécie, dada em %; n_i = número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie está presente; N = total de unidades amostrais; FR_i = frequência relativa da i -ésima espécie, em %; P = número de espécies amostradas.

A soma dos valores relativos da densidade (número de indivíduos), frequência (distribuição dos indivíduos) e dominância (área basal) por espécie permite obter o Índice de Valor de Importância (IVI) para cada espécie. Este índice foi introduzido por CURTIS & McINTOSH (1951). A expressão utilizada foi:

$$IVI = DR_i + FR_i + DoR_i$$

Em que: IVI = Índice de valor de importância para a i -ésima espécie.

3.4.3 - Estrutura vertical

Regeneração Natural é definido como sendo o conjunto dos descendentes das plantas. FINOL (1971) define mais especificamente como sendo as plantas arbóreas que se encontram entre 0,1m de altura até o limite de diâmetro estabelecido no inventário estrutural.

A análise da regeneração natural permite que sejam feitas inferências sobre a origem da floresta e previsões sobre seu desenvolvimento e aproveitamento sob diferentes formas de tratamento (HOSOKAWA, 1986; CARVALHO, 1987).

Neste estudo, foi utilizada a metodologia apresentada por VOLPATO (1994) para se obter o índice de regeneração natural por classe de tamanho de planta (RNC_{ij}). Esta metodologia permite obter informações mais detalhadas do comportamento das espécies em regeneração, evitando que as classes de menor tamanho de plantas possuam maior peso na estrutura da comunidade em razão de apresentarem maior densidade, podendo, desta forma, mascarar aspectos importantes quanto à dinâmica da sucessão vegetal e a contribuição de cada espécie nas fases do processo.

A regeneração natural total (RNT_i) por espécie é expressa pela soma dos índices de regeneração natural por classe de tamanho. A RNC_{ij} e a RNT_i foram calculadas pelas seguintes expressões:

$$RNC_{ij} = \frac{DR_{ij} + FR_{ij}}{2}; \quad RNT_i = \sum_{j=1}^Z RNC_{ij}$$

Em que: RNC_{ij} = regeneração natural da i-ésima espécie na j-ésima classe de tamanho de planta, em percentagem; RNT_i = regeneração natural total da i-ésima espécie; DR_{ij} = densidade relativa para a i-ésima espécie na j-ésima classe de tamanho de regeneração natural; FR_{ij} = frequência relativa para a i-ésima espécie na j-ésima classe de tamanho de regeneração natural; e Z = número de classes de tamanho de planta.

3.4.4 - Classificação das espécies

A composição da lista florística contempla as espécies arbóreas e arbustivas da regeneração natural da área do Retiro-Branco. As espécies foram identificadas mediante consulta a herbários e especialistas. A determinação da classificação das espécies quanto ao grupo ecológico, síndrome de dispersão, hábito e nomenclatura científica foi feita mediante consulta em literatura especializada.

3.5 - Espécies Raras

Foram consideradas espécies raras aquelas que apresentaram um único indivíduo na amostragem. MARTINS (1993) considera que as espécies raras não apresentam influência no estudo de distribuição espacial dos indivíduos na comunidade por apresentarem sempre um padrão de distribuição uniforme ou ao acaso, sendo as grandes responsáveis pela alta diversidade nas florestas tropicais.

As espécies raras foram quantificadas em porcentagem do número total de espécies, conforme descrito por MARTINS (1993), pela expressão:

$$ER\% = \frac{n_i}{N} \times 100$$

Em que: ER = espécies raras; n_i = número de espécies que apresentaram apenas um indivíduo na amostragem; e N = número total de espécies encontradas na amostragem.

3.6 - Análise dos Dados de Dinâmica

A dinâmica da regeneração natural das áreas em estudo, para o período de 1997 a 2000, foi realizada mediante a comparação dos parâmetros obtidos em cada um dos inventários. Os parâmetros analisados foram: Composição Florística; Diversidade de Espécies; Equabilidade; Densidade, Frequência, Dominância; Regeneração Natural; Estrutura Diamétrica; Espécies Raras; Taxa de Regeneração Natural; Ingresso, Mortalidade e Taxa de Crescimento. Estes parâmetros foram quantificados por espécie por classe de altura da regeneração natural. Desta forma, foi avaliado qualitativa e quantitativamente o comportamento das espécies nos estratos de altura no intervalo de tempo decorrido entre os dois inventários.

O ingresso é o processo pelo qual as árvores entram na nova etapa de medição e a mortalidade o número de plantas que morrem durante este espaço de tempo. Essas informações são de extrema importância para que as florestas naturais possam ser utilizadas em base sustentada (AZEVEDO *et al*, 1995).

A partir das estimativas do número ou da área basal, dos indivíduos ingressos ou mortos, são estimadas as taxas de ingresso e mortalidade, conforme FERREIRA (1997):

$$TI_i = \left(\frac{n_i}{N_i} \right) \cdot 100;$$

Em que: TI_i = taxa de ingresso na i -ésima classe de altura, em %; n_i = número de indivíduos ou área basal dos indivíduos que ingressaram na i -ésima classe de altura, no final do período de monitoramento; e N_i = número de indivíduos ou área basal, dos indivíduos vivos na i -ésima classe de altura, no final do período de monitoramento.

$$TM_i = \left(\frac{n_i}{N_i} \right) \cdot 100$$

Em que: TM_i = taxa de mortalidade na i -ésima classe de altura; n_i = número de indivíduos ou área basal dos indivíduos mortos, na i -ésima classe de altura, no final do período de monitoramento; e N_i = número de indivíduos ou área basal, dos indivíduos mortos, na i -ésima classe de altura, no início do período de monitoramento.

As estimativas de incremento periódico anual (IPA), em diâmetro ou em área basal, por espécie, por classe de altura e por grupo ecofisiológico, no período de monitoramento, podem ser calculadas conforme a FERREIRA (1997):

$$IPA_{ij} = \sum_{k=1}^N (D_{k,j+1} - D_{k,j}) \cdot \left(\frac{10}{N \cdot P} \right)$$

Em que: IPA = incremento periódico anual, em diâmetro (mm/ano) ou em área basal (m²/ano); D = diâmetro de tronco à altura do solo (DAS); k = espécie; j = ocasiões de medição; N = número de indivíduos amostrados ou área basal, por espécie e por classe de DAS; P = período de intervalo de monitoramento em anos.

A combinação entre estes três componentes com o número ou a área basal de indivíduos remanescentes no final do período de monitoramento, fornece os componentes normalmente utilizados na estimativa do crescimento florestal, considerando a inclusão e a exclusão do ingresso (HUSCH *et al.*, 1993). O crescimento pode ser obtido segundo as seguintes expressões:

$$Cb = Gf - Gi$$

Em que: Cb = crescimento bruto, excluindo o ingresso; Gf = número de indivíduos (N/ha) ou área basal (m²/ha), dos indivíduos vivos nos dois inventários; Gi = número de indivíduos (N/ha) ou área basal (m²/ha), inicial dos indivíduos vivos nos dois inventários, no início do período

3.7 - Prognose da Estrutura Diamétrica

O modelo usado para a predição da estrutura diamétrica da regeneração natural da área do Retiro-Branco foi o de matriz de transição. Este é um modelo de classificação por tamanho, ou uma forma do modelo matricial de *Leslie*. Segundo ENRIGHT & OGDEN (1979), o único requisito deste modelo é que as populações possam ser divisíveis em grupos de estados, e que existam possibilidades de movimentação de um estado para o outro ao longo do tempo. As probabilidades de transição de um estado para outro foram feitas empregando a seguinte fórmula:

$$P_{ij} = \frac{n_{ij}}{n_i}$$

Em que: P_{ij} = probabilidade de transição; n_{ij} = número de indivíduos na classe j , no tempo $t+1$, uma vez que estavam, na classe i , no tempo t ; e n_i = número total de indivíduos na classe i , no tempo t .

O número de árvores por classe de diâmetro após decorrido um período de tempo foi obtido aplicando-se as equações de Chapman-Kolmogorov (PARZEN, 1962), por:

$$Y_{10} = GY_0 + CL$$

Em que: Y_{10} = vetor coluna do número de árvores por classe de diâmetro, após decorrido um período de tempo; G = matriz de probabilidade de transição; Y_0 = vetor coluna do número de árvores por classe de diâmetro, no tempo zero; e CL = vetor coluna de árvores que ingressaram durante um período de tempo.

O vetor coluna que representa o ingresso do número de árvores por hectare, para a regeneração natural como um todo e separadamente para os grupos ecológicos, para um intervalo de tempo futuro foram obtidos empregando a seguinte equação:

$$CL_{t+1} = e^{b_0 - b_1 AB_t}$$

Em que: CL_{t+1} = ingresso do número de árvores no tempo $t + 1$; e AB_t = área basal no tempo t .

As áreas basais, para a regeneração natural como um todo, e para os grupos ecológicos das espécies, observadas no tempo 2000, utilizadas para compor os vetores ingresso, foram obtidas segundo a expressão:

$$AB_t = \sum_{i=1}^j \frac{\pi CD_i^2}{40000} \times N_i$$

Em que: AB_t = área basal no tempo “t”; CD = centro de classe de diâmetro; N_i = número de indivíduos no i -ésimo centro de classe de diâmetro; j = número de centros de classe de diâmetro.

3.8 - Análise de Gradientes Ambientais

Os dados de características físicas, químicas e de matéria-orgânica obtidos nas análises de solos nos dois inventários e os dados sobre a abertura do dossel, obtidos por fotografias hemisféricas, no segundo inventário, foram a base da caracterização física da área amostrada, compondo as matrizes de variáveis ambientais. As matrizes de vegetação foram compostas pelas variáveis densidade, ingresso, mortalidade e crescimento por parcela. Estes dados foram interrelacionados mediante a utilização de técnicas de estatística multivariada, com os dados da vegetação, estreitando as relações entre a dinâmica da vegetação e as variáveis edáficas e de abertura de dossel (luminosidade).

As matrizes de vegetação foram filtradas, tendo sido eliminadas as espécies com menos de cinco indivíduos, uma vez que, conforme TER-BRAAK (1987), espécies com densidade muito baixa aumentam o volume de cálculos e interferem pouco nos resultados.

Para testar a hipótese da existência de relação entre a composição florística da regeneração natural do sub-bosque de *Mimosa scabrella* Bentham, com fatores ambientais, edáficos e de abertura de dossel, foi utilizada a ordenação dos dados pelo método de Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Para testar a probabilidade de acerto das relações encontradas entre a matriz ambiental, composta por fatores edáficos e de abertura de dossel, e a matriz de espécies, empregou-se o teste de permutação "Monte Carlo" (TER BRAAK & PRENTICE, 1988). As análises foram efetuadas, utilizando o programa PC-ORD versão 3.12 (McCUNE & MEFFORD, 1997), o qual realizou a CCA e aplicou o teste de permutação "Monte-Carlo".

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - Dinâmica da Composição Florística

No primeiro inventário, em 1997, foram medidos e identificados 1.946 indivíduos com altura igual ou superior a 0,3m, pertencentes a 26 famílias, 47 gêneros e 63 espécies, sendo 23 pioneiras, 21 secundárias e 19 clímax. No segundo inventário, em 2000, foram medidos e identificados 2.889 indivíduos com altura igual ou superior a 0,3m, pertencentes a 30 famílias, 58 gêneros e 77 espécies, sendo 28 pioneiras, 29 secundárias e 20 clímax. Em ambos os inventários as famílias com maior número de espécies foram: Compositae, com 10; Myrtaceae, com 9; e Melastomataceae, com 7.

Todas as espécies que ocorreram no primeiro inventário também ocorreram no segundo, e este, por sua vez, apresentou em relação ao primeiro um acréscimo de: 4 (15,38%) famílias novas, Anacardiaceae, Bignoniaceae, Malpighiaceae e Piperaceae; 14 (22,22%) espécies, *Astronium graviolens*, *Shinus terebinthifolius*, *Tabebuia alba*, *Cordia ecalyculata*, *Prokia crucis*, *Byrsonima lancifolia*, *Trichilia silvatica*, *Myrsine gardineriana*, *Piper* sp., *Alibertia sessilis*, Rubiaceae 1, *Aureliana velutina*, *Solanum swartzianum*, *Solanum robustum*; e 943 (48,46%) indivíduos.

No quadro 2 é apresentada a lista de espécies, com respectivas famílias botânicas, grupo ecológico, síndrome de dispersão de sementes e hábito, por inventário.

QUADRO 2 - Listagem florísticas das espécies encontradas nos inventários da regeneração natural, na área do Retiro-Branco, em Poços de Caldas, Minas Gerais. Em que: P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; CL = clímax de luz e CS = clímax de sombra

Famílias e Respectivas Espécies	Inventário		Tipo de Dispersão	Grupo Ecológico	Hábito
	1997	2000			
ANACARDIACEAE					
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.		X	Anemocórica	SI	Arbóreo
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi		X	Zoocórica	P	Arbustivo
ARALIACEAE					
<i>Schefflera angustissima</i> (E. March) D.Frodin	X	X	Zoocórica	P	Arbóreo
BIGNONIACEAE					
<i>Tabebuia alba</i> (Cham.) Sandw.		X	Anemocórica	SI	Arbóreo
BORAGINACEAE					
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.		X	Zoocórica	SI	Arbóreo
<i>Cordia superba</i> Cham.	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo
CELASTRACEAE					
<i>Maytenus salicifolia</i> Reisseck	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo
CLETRHACEAE					
<i>Clethra scabra</i> Loisel	X	X	Anemocórica	P	Arbóreo
COMPOSITAE					
<i>Alomia fastigiata</i> (Gardner) Benth.	X	X	Anemocórica	P	Arbustivo
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	X	X	Anemocórica	P	Arbustivo
<i>Baccharis punctulata</i> DC.	X	X	Anemocórica	P	Arbustivo
<i>Baccharis semiserrata</i> (Steud). G.M.Barroso	X	X	Anemocórica	P	Arbóreo
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pers.	X	X	Anemocórica	P	Arbustivo
<i>Eupatorium inulaefolium</i> Hier.	X	X	Anemocórica	P	Arbustivo
<i>Eupatorium velutinun</i> Gardner	X	X	Anemocórica	P	Arbustivo
<i>Vernonia ferruginea</i> Less H. Robison	X	X	Anemocórica	P	Arbustivo
<i>Vernonia polyanthes</i> Less	X	X	Anemocórica	P	Arbóreo
<i>Vernonia westiniana</i> Less	X	X	Anemocórica	P	Arbustivo
CUNONIACEAE					
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	X	X	Anemocórica	SI	Arbóreo
ERYTHROXYLACEAE					
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo

Continua...

QUADRO 2, Continuação

Famílias e Respectivas Espécies	Inventário		Tipo de Dispersão	Grupo Ecológico	Hábito
	1997	2000			
EUPHORBIACEAE					
<i>Alchornea triplinervea</i> (Spreng.) Muel. Arg.	X	X	Zoocórica	SI	Arbóreo
<i>Pera glabata</i> (Schatl.) Poepp.	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Moroug.	X	X	Zoocórica	P	Arbóreo
FLACOURTIACEAE					
<i>Casearia decandra</i> Jacquin	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	X	X	Zoocórica	P	Arbóreo
<i>Prockia crucis</i> P.Browne		X	Zoocórica	SI	Arbóreo
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	X	X	Zoocórica	SI	Arbóreo
LAURACEAE					
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart) Mez	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	X	X	Zoocórica	CS	Arbóreo
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
LEGUMINOSAE MIMOSOIDEAE					
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	X	X	Autocórica	P	Arbóreo
LEGUMINOSAE CAESALPINIOIDEAE					
<i>Senna bicapsularis</i> (L.) Irwin & Barneby	X	X	Zoocórica	P	Arbustivo
LEGUMINOSAE PAPILIONOIDEAE					
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	X	X	Anemocórica	CL	Arbóreo
<i>Macharium stipitatum</i> (DC.) Vog.	X	X	Anemocórica	CL	Arbóreo
MALPIGHIACEAE					
<i>Byrsonima lancifolia</i> A. Juss.		X	Zoocórica	ST	Arbóreo
MELASTOMATACEAE					
<i>Leandra lacunosa</i> Cogn.	X	X	Zoocórica	ST	Arbustivo
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	X	X	Zoocórica	ST	Arbustivo
<i>Miconia albicans</i> (SW.) Triana	X	X	Zoocórica	P	Arbustivo
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	X	X	Zoocórica	CL	Arbustivo
<i>Miconia sellowiana</i> Naud.	X	X	Zoocórica	SI	Arbóreo
<i>Tibouchina candolleana</i> (DC) Cogn.	X	X	Anemocórica	P	Arbórea
<i>Trembleya parviflora</i> (D. Don) Cogn.	X	X	Anemocórica	P	Arbustivo
MELIACEAE					
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo
<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	X	X	Anemocórica	SI	Arbóreo
<i>Trichilia silvatica</i> C. DC.		X	Zoocórica	SI	Arbóreo

Continua...

QUADRO 2, Continuação

Famílias e Respectivas Espécies	Inventário		Tipo de Dispersão	Grupo Ecológico	Hábito
	1997	2000			
MYRSINACEAE					
<i>Cybianthus cuneifolius</i> Mart.	X	X	Zoocórica	CS	Arbóreo
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.		X	Zoocórica	CL	Arbóreo
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
MYRTACEAE					
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) Berg	X	X	Zoocórica	P	Arbóreo
<i>Gomidesia anacardifolia</i> Berg.	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo
<i>Myrcia formosiana</i> DC.	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	X	X	Zoocórica	P	Arbóreo
<i>Myrcia tomentosa</i> DC.	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.)	X	X	Zoocórica	SI	Arbustivo
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo
<i>Psidium cinereum</i> Mart. ex DC.	X	X	Zoocórica	CL	Arbustivo
<i>Siphoneugena densiflora</i> Berg	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
PIPERACEAE					
<i>Piper</i> sp.		X	Zoocórica	P	Arbustivo
PROTEACEAE					
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotsch	X	X	Anemocórica	ST	Arbóreo
RHAMNACEAE					
<i>Hovenia dulcis</i> Thumb.	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
ROSACEAE					
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	X	X	Zoocórica	SI	Arbóreo
<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	X	X	Zoocórica	SI	Arbustivo
RUBIACEAE					
<i>Alibertia sessilis</i> (Vell.) K.Schum.		X	Zoocórica	ST	Arbóreo
<i>Alibertia concolor</i> (Cham) K.Schum.	X	X	Zoocórica	ST	Arbóreo
<i>Psychotria sessilis</i> (Vell) Muel. Arg.	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
Rubiaceae 1		X	Zoocórica	ST	Arbóreo
RUTACEAE					
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
SAPINDACEAE					
<i>Cupania vernalis</i> Camb.	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
<i>Matayba juglandifolia</i> (Camb.) Radlk.	X	X	Zoocórica	CS	Arbóreo

Continua...

QUADRO 2, Continuação

Famílias e Respectivas Espécies	Inventário		Tipo de Dispersão	Grupo Ecológico	Hábito
	1997	2000			
SOLANACEAE					
<i>Aureliana velutina</i> Sendt.		X	Zoocórica	P	Arbustivo
<i>Cestrum amictum</i> Schlecht.	X	X	Zoocórica	P	Arbustivo
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dun.	X	X	Zoocórica	P	Arbóreo
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.		X	Zoocórica	P	Arbustivo
<i>Solanum robustum</i> Windl.		X	Zoocórica	P	Arbustivo
THYMELIACEAE					
<i>Daphnopsiss fasciculata</i> (Meisner) Nevl.	X	X	Zoocórica	CL	Arbóreo
VOCHYSIACEAE					
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart	X	X	Anemocórica	P	Arbóreo

Em 1997 o percentual de espécies raras foi de 25,0%, passando em 2000 para 25,9%, mantendo-se próximo dos valores encontrados para florestas tropicais (MARTINS, 1993).

Na classe 1 de altura da regeneração natural (H entre 0,3 e 1,5m), foi observado um grande aumento da densidade de indivíduos (NI) da ordem de 45,16% e do número de espécies (NE) da ordem de 27,27%, de 1997 para 2000. A proporção NI/NE em 1997 (25,53/1) e em 2000 (29,11/1) aumentou 14,02% ocasionando a diminuição da riqueza, expressa pelo índice de Shannon (H'), quanto na diminuição da equabilidade, expressa pelo índice de Pielou (J).

Na classe 2 de altura da regeneração natural (H entre 1,51 e 3,0m) correu o aumento da densidade no número de indivíduos da ordem de 21,08% e no número de espécies (NE) da ordem de 28,13%, de 1997 para 2000. A proporção NI/NE em 1997 (12,16/1) e em 2000 (11,48/1) apresentou diminuição de 5,59%, refletindo na elevação da riqueza, expressa pelo índice de Shannon (H') e no aumento da equabilidade, expressa pelo índice de Pielou (J).

Na classe 3 de altura da regeneração natural (H > 3,0m) ocorreu o aumento da densidade do número de indivíduos da ordem de 48,37% e do número de espécies (NE) da ordem de 75,00%, de 1997 para 2000. A proporção NI/NE em 1997 (9,56/1) e em 2000 (13,57/1) apresentou aumento de 41,95%, refletindo no aumento da riqueza, expressa pelo índice de Shannon (H'), no entanto houve queda da equabilidade, expressa pelo índice de Pielou (J).

Para a regeneração natural como um todo, não considerando a divisão em estratos de altura, foi observado significativo aumento tanto no número de indivíduos (48,46%) quanto no número de espécies (22,22%), de 1997 para 2000, pelo teste qui-quadrado (χ^2) a 5% de probabilidade. A proporcionalidade NI/NE em 1997 (30,89/1) e em 2000 (37,52/1) apresentando aumento de 21,47%, refletindo na elevação da riqueza, expressa pelo índice de Shannon (H') de 2,850 em 1997 para 2,977 em 2000, no entanto houve queda da equabilidade, expressa pelo índice de Pielou (J) de 0,688 em 1997 para 0,674 em 2000.

As alterações observadas, tanto no número de indivíduos quanto no número de espécies por estrato por grupo ecológico e para a regeneração natural como um todo, foram estatisticamente significativas a 5% de probabilidade pelo teste de X^2 .

Os valores do índice de diversidade de Shannon (H') e índice de equabilidade de Pielou (J), relativamente baixos nos dois inventários, e do grande aumento de densidade de indivíduos 48,46% e do número de espécies 22,22% demonstram um estágio inicial do processo de sucessão florestal que o povoamento do Retiro-Branco se encontra, lembrando que, nos dois inventários, a faixa de inclusão de indivíduos é ampla ($> 0,30m$ de altura), o que permite uma varredura bastante completa dos componentes da diversidade.

As alterações observadas para o índice de diversidade de Shannon (H'), para os estratos e para a regeneração natural como um todo, não foram significativas a 5% de probabilidade, pelo teste t desenvolvido conforme MAGURRAN (1988).

A dinâmica dos componentes da diversidade florística (riqueza e equabilidade) e do número de indivíduos por estrato, para os dois inventários, são apresentadas nos quadros 3 e 4 respectivamente.

A análise da dinâmica dos parâmetros estruturais mediante estratificação é enriquecida quando é feita a associação com informações relativas à estratégia das espécies quanto aos grupos ecológicos, ao hábito e à síndrome de dispersão de propágulos.

QUADRO 3 - Diversidade florística da Regeneração Natural (RN) na área de Retiro-Branco. Em que: H' = Índice de Shannon; J = Índice de Equabilidade de Pielou; N^o E = Número de Espécies e N^o I = Número de Indivíduos

Regeneração Natural	Diversidade Florística							
	1997				2000			
	H'	J	N ^o E	N ^o I	H'	J	N ^o E	N ^o I
Classe 1 (0,30m a 1,50m)	2,938	0,733	55	1.404	2,936	0,691	70	2.038
Classe 2 (1,51m a 3,00m)	2,278	0,657	32	389	2,693	0,725	41	471
Classe 3 (> 3,00m)	1,958	0,706	16	153	2,015	0,605	28	380
RN Total	2,850	0,688	63	1.946	2,927	0,674	77	2.889

As diferenças entre os valores de índice de Shannon por classe de altura e para a regeneração natural total, entre 1997 e 2000, não foram estatisticamente significativas a 5% de probabilidade pelo teste *t* aplicado conforme MAGURRAN (1988).

QUADRO 4: Número de indivíduos, por grupo ecológico e por classe de diâmetro, no Retiro-Branco, Poços de Caldas-MG. Onde: GE = grupo ecológico; N^o I = número de indivíduos; RN = regeneração natural; P = pioneiras; S = secundárias; e C = Clímax

Parâmetro	GE	Classe1	Classe 2	Classe 3	RN Total
1997	P	393 (20,19%)	108 (5,55%)	49 (2,52%)	550 (28,26%)
	S	615 (31,60%)	186 (9,56%)	60 (3,08%)	861 (44,24%)
	C	396 (20,35%)	95 (4,88%)	44 (2,26%)	535 (27,49%)
	Total	1.404 (72,14%)	389 (19,99%)	153 (7,86%)	1.946 (100,0%)
2000	P	701 (24,26%)	134 (4,64%)	109 (3,77%)	944 (32,68%)
	S	603 (20,87%)	206 (7,13%)	184 (6,37%)	993 (34,37%)
	C	734 (25,41%)	131 (4,53%)	87 (3,01%)	952 (32,95%)
	Total	2.038 (70,54%)	471 (16,30%)	380 (13,15%)	2.889 (100,0%)

As diferenças entre os números de indivíduos, por grupo ecológico por classe de altura e total, entre 1997 e 2000, foram estatisticamente significativas a 5% de probabilidade pelo teste de qui-quadrado (χ^2).

4.2 - Dinâmica da Estrutura Horizontal e Vertical

Os parâmetros quantitativos por espécies e por classe de altura da regeneração natural foram calculados para os dois inventários, 1997 e 2000, de forma a permitir uma observação criteriosa das alterações ao longo do período de monitoramento, caracterizando a autoecologia das espécies e, assim, a dinâmica da regeneração natural do Retiro-Branco (Quadros 5, 6 e 7).

No primeiro inventário, em 1997 foram amostrados 1.946 indivíduos estando distribuídos nas classes de altura da regeneração natural da seguinte forma: na classe 1 de altura, 1.404 (72,15%); na classe 2 de altura, 389 (19,99%) e na classe 3 de altura 153 (7,86%). No inventário de 2000 foram observados no total 2.889 indivíduos estando distribuídos: na classe 1 de altura, 2.038 (70,54%); na classe 2 de altura, 471 (16,30%) e na classe 3 de altura 380 (13,15%). Os resultados mostram um aumento de 934 indivíduos, representando 48,46% de aumento na densidade absoluta inicial da população arbóreo-arbustiva em regeneração natural no Retiro-Branco. Na classe 1 de altura (entre 0,30m e 1,50m) houve um aumento de 634 (32,58%) indivíduos na densidade absoluta, sendo que as pioneiras contribuíram com 308 (15,83%), as secundárias com -12 (-0,62%) e as espécies clímax com 338 (17,37%), destacando as espécies *Psychotria sessilis* com 263 (13,51%) indivíduos, *Baccharis semiserrata* com 200 (10,28%) indivíduos e *Baccharis dracunculifolia* com 76 (3,91%) indivíduos. Na classe 2 de altura o aumento da densidade absoluta foi de 82 (4,21%) indivíduos, sendo que as pioneiras contribuíram com 26 (1,34%), as secundárias com 20 (1,03%) e as clímax com 36 (1,85%), destacando as espécies *Miconia pepericarpa* com 26 (1,34%), *Leandra melastomoides* com 16 (0,82%) e *Leandra lacunosa* com 14 (0,72%). Na classe 3 de altura a densidade absoluta cresceu de 227 (11,66%) indivíduos, tendo as pioneiras contribuído com 60 (3,08%) indivíduos, as secundárias com 124 (6,37%) e as clímax com 43 (2,21%), destacando as espécies *Miconia sellowiana* com 113 (5,81%) indivíduos, *Clethra scabra* com 33 (1,70%) e *Psychotria sessilis* com 19 (0,98%). As diferenças foram estatisticamente significativas a 5% de probabilidade pelo teste de qui-quadrado (χ^2).

O total de indivíduos mortos foi de 632, representando 32,48% do total de indivíduos observados em 1997, sendo que deste total: na classe 1 foram 1.562 (28,88%), dos quais 168 (8,68%) pertencentes a espécies pioneiras, 265 (13,62%) a espécies secundárias e 128 (6,58%) a espécies clímax, destacando *Leandra lacunosa* com 94 (4,83%), *Miconia sellowiana* com 87 (4,47%) e *Psychotria sessilis* com 65 (3,34%); na classe 2 foram 258 (2,98%) indivíduos mortos, dos quais 13 (0,67%) pertencentes a espécies pioneiras, 32

(1,64%) a secundárias e 13 (0,67%) a clímax, destacando *Leandra melastomoides* com 18 (0,92%), *Miconia sellowiana* com 14 (0,72%) e *Psychotria sessilis* com 10 (0,51%); na classe 3 foram 12 (0,62%) indivíduos mortos, dos quais 5 (0,26%) pertencentes a espécies pioneiras, 3 (0,15%) a secundárias e 4 (0,21%) a clímax, destacando *Psychotria sessilis* com 3 (0,15%), *Baccharis dracunculifolia* com 3 (0,15%) e *Miconia sellowiana* com 1 (0,05%).

O total de indivíduos que ingressaram foi de 1.564, representando 80,37% do total de indivíduos observados em 1997, estando distribuídos da seguinte forma: na classe 1 foram 1.487 (76,41%), dos quais 559 (28,73%) pertencentes a espécies pioneiras, 392 (20,14%) pertencentes a secundárias e 536 (27,54%) clímax, destacando *Psychotria sessilis* com 351 (18,04%) indivíduos, *Baccharis semiserrata* com 231 (11,87%) e *Miconia sellowiana* com 132 (6,78%); na classe 2 foram 72 (3,70%) indivíduos, dos quais 21 (1,08%) pertencentes a espécies pioneiras, 30 (1,54%) pertencentes a secundárias e 21 (1,08%) a clímax, destacando as espécies *Leandra melastomoides* com 14 (0,72%), *Miconia pepericarpa* com 11 (0,67%) e *Miconia sellowiana* com 11 (0,57%); e na classe 3 foram 5 (0,26%) indivíduos, dos quais 2 (0,10%) pertencem a secundárias e 3 (0,16%) pertencem a clímax, sendo *Miconia sellowiana* com 2 (0,10%), *Psychotria sessilis* com 2 (0,10%) e *Myrsine umbellata* com 1 (0,06%).

Os indivíduos emigrantes totalizaram 466, representando 23,84% do número de indivíduos inicial, sendo que: da classe 1 emigraram 282 (14,49%) indivíduos dos quais 80 (4,11%) pioneiras, 134 (6,89%) secundárias e 68 (3,49%) clímax, destacando as espécies *Miconia sellowiana* com 83 (4,27%) emigrantes, *Clethra scabra* com 32 (1,64%) e *Leandra melastomoides* com 23 (1,19%); da classe 2 emigraram 182 (9,35%) indivíduos dos quais 50 (2,57%) pioneiras, 94 (4,83%) secundárias e 38 (1,95%) clímax, destacando as espécies *Miconia sellowiana* com 88 (4,5%) emigrantes, *Clethra scabra* com 30 (1,54%) emigrantes e *Psychotria sessilis* com 20 (1,03%) emigrantes.

O crescimento em área basal observado foi de 1,012m², ou seja 135,02%. Este valor representa um acréscimo de 10,65m²/ha na dominância absoluta da regeneração natural de 1997 (7,89m²/ha) para 2000 (18,62m²/ha). Em relação às classes de altura e aos grupos ecológicos este crescimento está assim distribuído: na classe 1 o crescimento foi de 0,39m²/ha (4,90%), sendo que as espécies pioneiras contribuíram com 0,12m²/ha (1,55%), as secundárias com 0,06m²/ha (0,79%) e as clímax com 0,20m²/ha (2,55%), destacando o crescimento líquido das espécies *Psychotria sessilis* com 0,09m²/ha (1,14%), *Solanum robustum* com 0,08m²/ha (1,01%) e *Miconia pepericarpa* com 0,07m²/ha (0,89%); na classe 2 o crescimento foi de 0,25m²/ha (3,21%), sendo que as pioneiras contribuíram com -0,06m²/ha (-0,79%), as secundárias com 0,05m²/ha (0,66%) e as clímax com 0,26m²/ha (3,35%),

destacando as espécies *Miconia pepericarpa* com 0,21m²/ha (2,66%), *Leandra melastomoides* 0,08m²/ha (1,01%) e *Tibouchina candolleana* com 0,06m²/ha (0,76%); na classe 3 o crescimento foi de 10,01m²/ha e (126,91%), tendo as espécies pioneiras contribuído com 3,15m²/ha (39,92%), as secundárias com 5,36m²/ha (67,89%) e as clímax com 1,51m²/ha (19,19%), destacando as espécies com maior crescimento líquido *Miconia sellowiana* com 5,06m²/ha (64,13%), *Clethra scabra* com 1,35m²/ha (17,11%) e *Myrsine umbellata* com 0,75m²/ha (9,51%).

A dinâmica dos grupos de espécies, observada entre 1997 e 2000, mostra que, no primeiro inventário, as espécies secundárias exerciam uma supremacia em número de indivíduos, em relação às pioneiras e clímax. Estas, pioneiras e clímax, por sua vez, apresentaram relação de paridade de número de indivíduos entre si. No segundo inventário ocorre uma relação de paridade do número de indivíduos entre os grupos ecológicos, pioneiras, secundárias e clímax, estabelecida pelos respectivos comportamentos dos grupos quanto à mortalidade e ingresso.

As espécies secundárias, apresentaram menor ingresso e maior mortalidade na classe 1 de altura em relação aos dois outros grupos. As secundárias são as que apresentaram maior crescimento total, e maiores taxas de movimentação entre as classes de altura.

No quadro 8 é apresentado um resumo, dos parâmetros de mortalidade, ingresso e emigração, por grupo ecológico e por classe de tamanho.

QUADRO 5 - Dinâmica quantitativa dos parâmetros da Classe 1 de altura da regeneração natural no Retiro-Branco, Poços de Caldas, MG. Em que: NoI = número de indivíduos; DeR = densidade relativa; FrR = frequência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; RNCij = regeneração natural; M = mortalidade; TM = taxa de mortalidade em percentagem; I = ingresso; TI = taxa de ingresso; IPA = incremento periódico anual em milímetros/ano; CB = crescimento bruto em área basal; AB = área basal

ESPÉCIE	Inventário 1997						Inventário 2000						M	TM _{ij}	M _{AB}	TM _{AB}	I	TI _{ij}	I _{AB}	IPA	CB
	NºI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}	NºI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}									
<i>Miconia sellowiana</i>	267	19,02	5,79	19,90	44,71	8,68	224	10,99	5,05	17,30	33,39	5,31	87	32,58	0,003518	19,80	132	58,93	0,007805	2,08	0,006368
<i>Psychotria sessilis</i>	171	12,18	4,57	11,08	27,83	5,83	434	21,30	5,05	15,50	41,86	8,95	65	38,01	0,002809	28,43	351	80,88	0,009763	1,65	0,011359
<i>Leandra melastomoides</i>	113	8,05	5,18	7,97	21,20	4,53	118	5,79	4,52	5,44	15,75	3,32	62	54,87	0,004242	59,54	90	76,27	0,003419	1,92	0,003577
<i>Clethra scabra</i>	75	5,34	3,66	17,49	26,49	3,08	57	2,80	3,19	10,40	16,40	1,89	7	9,33	0,000713	4,55	22	38,60	0,002015	2,30	-0,002612
<i>Baccharis semiserrata</i>	41	2,92	3,96	1,12	8,00	2,30	241	11,83	2,66	3,82	18,31	4,93	31	75,61	0,000898	85,98	231	95,85	0,004263	1,41	0,004413
<i>Myrsine umbellata</i>	64	4,56	5,18	3,93	13,67	3,28	74	3,63	4,79	3,51	11,93	2,64	22	34,38	0,000781	22,21	46	62,16	0,002120	1,70	0,001446
<i>Miconia pepericarpa</i>	93	6,62	5,18	6,01	17,81	4,02	96	4,71	4,79	10,10	19,63	3,02	27	29,03	0,000790	14,59	50	52,08	0,004100	2,51	0,007440
<i>Leandra lacunosa</i>	156	11,11	5,79	3,24	20,14	5,83	152	7,46	4,79	4,26	16,51	3,99	94	60,26	0,001711	58,11	102	67,11	0,002116	1,39	0,003801
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	25	1,78	3,05	1,46	6,29	1,60	101	4,96	3,46	2,70	11,11	2,73	14	56,00	0,000685	51,49	95	94,06	0,002963	1,62	0,002585
<i>Tibouchina candolleana</i>	42	2,99	4,27	5,40	12,66	2,42	39	1,91	3,46	3,09	8,46	1,65	11	26,19	0,000620	12,81	22	56,41	0,000796	1,78	-0,000520
<i>Mimosa scabrella</i>	57	4,06	3,35	1,16	8,57	2,52	51	2,50	3,46	0,94	6,90	1,86	45	78,95	0,000693	66,29	47	92,16	0,000927	1,42	0,000788
<i>Ocotea pulchella</i>	23	1,64	3,35	1,14	6,13	1,65	60	2,94	3,46	2,46	8,86	2,02	5	21,74	0,000119	11,42	47	78,33	0,001384	1,94	0,002019
<i>Casearia sylvestris</i>	23	1,64	4,27	0,90	6,81	1,93	24	1,18	3,72	1,27	6,17	1,47	5	21,74	0,000151	19,84	9	37,50	0,000421	1,53	0,000911
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	33	2,35	1,83	3,14	7,32	1,42	55	2,70	1,60	2,65	6,94	1,40	8	24,24	0,001030	36,13	35	63,64	0,001280	1,57	0,001315
<i>Alchornea triplinervia</i>	10	0,71	2,13	0,86	3,70	0,93	23	1,13	3,19	1,42	5,74	1,30	4	40,00	0,000130	17,05	20	86,96	0,001344	2,71	0,001080
<i>Cordia superba</i>	22	1,57	3,35	3,31	8,23	1,62	11	0,54	1,60	1,82	3,96	0,64	9	40,91	0,000936	31,79	3	27,27	0,000097	2,15	0,000176
<i>Myrcia rostrata</i>	16	1,14	2,44	1,15	4,73	1,18	18	0,88	2,13	0,99	4,00	0,91	2	12,50	0,000102	9,77	8	44,44	0,000182	1,37	0,000197
<i>Cestrum amictum</i>	11	0,78	2,13	0,30	3,21	0,95	13	0,64	1,86	0,73	3,23	0,75	9	81,82	0,000203	71,37	12	92,31	0,000774	2,38	0,000773
<i>Aureliana velutina</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	23	1,13	2,66	0,65	4,44	1,15	0	0,00	0,000000	0,00	23	100,00	0,000773	1,94	0,000760
<i>Siphoneugena densiflora</i>	8	0,57	1,83	0,60	3,00	0,78	23	1,13	2,66	1,10	4,88	1,15	2	25,00	0,000126	22,05	18	78,26	0,000668	2,09	0,000886
<i>Vernonia westiniana</i>	19	1,35	2,13	0,87	4,35	1,16	15	0,74	1,60	0,66	2,99	0,71	8	42,11	0,000349	45,88	7	46,67	0,000150	1,22	0,000349
<i>Cupania vernalis</i>	5	0,36	1,52	0,17	2,05	0,61	16	0,79	2,39	0,62	3,80	0,95	1	20,00	0,000013	6,61	12	75,00	0,000485	1,85	0,000583

Continua...

QUADRO 5, continuação

ESPÉCIE	Inventário 1997						Inventário 2000						M	T M _{ij}	M _{AB}	TM _{AB}	I	TI _{ij}	I _{AB}	IPA	CB
	NºI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}	NºI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}									
<i>Myrcia formosiana</i>	4	0,28	0,91	0,32	1,51	0,39	15	0,74	2,39	0,95	4,08	0,94	0	0,00	0,000000	0,00	11	73,33	0,000461	2,18	0,000855
<i>Vernonia ferruginea</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,05	0,27	0,02	0,33	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000020	1,67	0,000019
<i>Eupatorium inulaefolium</i>	23	1,64	1,83	0,68	4,15	1,17	8	0,39	1,06	0,19	1,65	0,44	18	78,26	0,000431	75,65	5	62,50	0,000057	1,08	0,000051
<i>Baccharis punctulata</i>	8	0,57	1,52	0,16	2,25	0,69	22	1,08	1,06	0,60	2,75	0,68	2	25,00	0,000035	18,60	18	81,82	0,000466	1,71	0,000605
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	3	0,21	0,91	0,49	1,61	0,37	10	0,49	1,60	0,18	2,26	0,63	0	0,00	0,000000	0,00	8	80,00	0,000145	1,40	-0,000285
<i>Cordia ecalyculata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10	0,49	1,86	0,13	2,49	0,70	0	0,00	0,000000	0,00	10	100,00	0,000160	1,47	0,000190
<i>Casearia decandra</i>	7	0,50	1,22	0,73	2,45	0,56	5	0,10	0,53	0,35	0,98	0,19	2	28,57	0,000161	24,21	3	60,00	0,000130	1,73	-0,000124
<i>Schefflera angustissima</i>	3	0,21	0,91	0,34	1,46	0,37	6	0,29	1,33	0,53	2,15	0,48	1	33,33	0,000038	13,50	5	83,33	0,000589	3,11	0,000418
<i>Myrciaria tenella</i>	11	0,78	1,83	0,50	3,11	0,86	9	0,44	1,33	0,89	2,66	0,53	3	27,27	0,000045	9,42	1	11,11	0,000079	1,74	0,000615
<i>Vernonia polyanthes</i>	3	0,21	0,91	0,04	1,16	0,37	2	0,10	0,53	0,02	0,65	0,19	3	100,00	0,000035	93,01	2	100,00	0,000020	1,17	0,000016
<i>Myrcia tomentosa</i>	5	0,36	1,22	0,64	2,22	0,51	4	0,20	1,06	0,70	1,96	0,37	2	40,00	0,000114	19,98	2	50,00	0,000083	2,00	0,000399
<i>Gomidesia anacardiaeifolia</i>	4	0,28	0,91	0,52	1,71	0,39	3	0,15	0,80	0,20	1,14	0,28	1	25,00	0,000020	4,13	2	66,67	0,000102	1,78	-0,000170
<i>Roupala brasiliensis</i>	6	0,43	1,22	0,47	2,12	0,54	3	0,15	0,27	0,13	0,54	0,13	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	1,22	-0,000190
<i>Alibertia concolor</i>	4	0,28	0,91	0,22	1,41	0,39	5	0,25	0,80	0,48	1,52	0,31	0	0,00	0,000000	0,00	1	20,00	0,000113	2,20	0,000380
<i>Cybianthus cuneifolius</i>	6	0,43	0,30	0,06	0,79	0,25	10	0,49	0,80	0,26	1,55	0,40	1	16,67	0,000007	7,44	5	50,00	0,000143	1,47	0,000197
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	4	0,28	0,91	0,21	1,40	0,39	4	0,20	0,80	0,11	1,11	0,30	0	0,00	0,000000	0,00	1	25,00	0,000007	0,67	-0,000095
<i>Vochysia tucanorum</i>	2	0,14	0,61	0,53	1,28	0,24	1	0,05	0,27	0,19	0,51	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	2,00	-0,000285
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	0,21	0,91	0,33	1,45	0,37	1	0,05	0,27	0,07	0,38	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	1,00	-0,000190
<i>Miconia albicans</i>	1	0,07	0,30	0,01	0,38	0,12	1	0,05	0,27	0,03	0,35	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	1,00	0,000029
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,15	0,80	0,08	1,03	0,28	0	0,00	0,000000	0,00	3	100,00	0,000096	2,00	0,000095
<i>Senna bicapsularis</i>	3	0,21	0,91	0,06	1,18	0,37	3	0,15	0,80	0,09	1,03	0,28	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,56	0,000000
<i>Baccharis serrulata</i>	5	0,36	0,91	0,34	1,61	0,42	7	0,34	0,53	0,26	1,13	0,27	4	80,00	0,000240	84,33	6	85,71	0,000245	1,90	0,000240
<i>Pera obovata</i>	3	0,21	0,30	0,59	1,10	0,17	1	0,05	0,27	0,13	0,44	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	2,00	-0,000380
<i>Prunus myrtifolia</i>	1	0,07	0,30	0,01	0,38	0,12	3	0,15	0,53	0,06	0,74	0,20	0	0,00	0,000000	0,00	2	66,67	0,000020	1,22	0,000086
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Byrsonima sp.</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,10	0,53	0,15	0,78	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	2	100,00	0,000182	3,33	0,000190
<i>Cabralea canjerana</i>	3	0,21	0,91	0,35	1,47	0,37	2	0,10	0,53	0,35	0,98	0,19	1	33,33	0,000095	33,34	0	0,00	0,000000	1,17	0,000190

Continua...

QUADRO 5, continuação

ESPÉCIE	Inventário 1997						Inventário 2000						M	TM _{ij}	M _{AB}	TM _{AB}	I	TI _{ij}	I _{AB}	IPA	CB
	NºI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}	NºI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}									
<i>Erythroxylum deciduum</i>	4	0,28	0,61	0,22	1,11	0,29	2	0,10	0,53	0,10	0,73	0,19	2	50,00	0,000098	51,67	0	0,00	0,000000	0,17	0,000003
<i>Rubus brasiliensis</i>	3	0,21	0,30	0,04	0,55	0,17	1	0,05	0,27	0,03	0,35	0,09	2	66,67	0,000025	88,19	0	0,00	0,000000	1,33	0,000035
<i>Sapium glandulatum</i>	1	0,07	0,30	0,07	0,44	0,12	1	0,05	0,27	0,05	0,37	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Maytenus salicifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,05	0,27	0,02	0,33	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000020	1,67	0,000019
<i>Alomia fastigiata</i>	1	0,07	0,30	0,09	0,46	0,12	3	0,15	0,27	0,16	0,57	0,13	1	100,00	0,000079	82,67	3	100,00	0,000186	2,78	0,000174
<i>Piper sp,</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,15	0,27	0,01	0,42	0,13	0	0,00	0,000000	0,00	3	100,00	0,000013	0,78	0,000010
<i>Tabebuia alba</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,10	0,27	0,04	0,40	0,11	0	0,00	0,000000	0,00	2	100,00	0,000046	1,67	0,000095
<i>Trichilia silvatica</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,10	0,27	0,11	0,48	0,11	0	0,00	0,000000	0,00	2	100,00	0,000134	3,00	0,000095
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Solanum robustum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,05	0,27	0,00	0,39	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000095	3,67	0,007600
<i>Aniba firmula</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Trembleya parviflora</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
Rubiaceae 1	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Lamanonia ternata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Machaerium nyctitans</i>	1	0,07	0,30	0,04	0,41	0,12	1	0,05	0,27	0,10	0,41	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	1,67	0,000057
<i>Myrsine gardneriana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,05	0,27	0,03	0,35	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000038	2,33	0,000038
<i>Alibertia sessilis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,05	0,27	0,02	0,33	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000020	1,67	0,000019
<i>Solanum swartzianum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,05	0,27	0,02	0,33	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000020	1,67	0,000019
<i>Astronium graveolens</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,05	0,27	0,01	0,32	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000007	1,00	0,000010
<i>Macharium stipitatum</i>	1	0,07	0,30	0,01	0,38	0,12	1	0,05	0,27	0,02	0,33	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,33	0,000010
<i>Prokia crucis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,05	0,27	0,01	0,32	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000007	1,00	0,000010
<i>Cedrela fissilis</i>	1	0,07	0,30	0,17	0,54	0,12	1	0,05	0,27	0,13	0,44	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	1	0,07	0,30	0,17	0,54	0,12	1	0,05	0,27	0,13	0,44	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Eupatorium sp,</i>	1	0,07	0,30	0,23	0,60	0,12	1	0,05	0,27	0,19	0,51	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,33	0,000000
<i>Hovenia dulcis</i>	1	0,07	0,30	0,04	0,41	0,12	1	0,05	0,27	0,03	0,35	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Matayba juglandifolia</i>	1	0,07	0,30	0,09	0,46	0,12	1	0,05	0,27	0,11	0,43	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	1,00	0,000000
<i>Myrsine lancifolia</i>	2	0,14	0,61	0,02	0,77	0,24	1	0,05	0,27	0,02	0,33	0,09	1	50,00	0,000013	66,14	0	0,00	0,000000	0,67	0,000013
<i>Psidium cinereum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000

QUADRO 6 - Dinâmica quantitativa dos parâmetros da Classe 2 de altura da regeneração natural no Retiro-Branco, Poços de Caldas, MG. Em que: NoI = número de indivíduos; DeR = densidade relativa; FrR = frequência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; RNCij = regeneração natural; M = mortalidade; TM = taxa de mortalidade em percentagem; I = ingresso; TI = taxa de ingresso; IPA = incremento periódico anual em milímetros/ano; CB = crescimento bruto em área basal; AB = área basal

ESPÉCIE	Inventário 1997						Inventário 2000						M	T M _{ij}	M _{AB}	TM _{AB}	I	TI _{ij}	I _{AB}	IPA	CB
	NºI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}	NºI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}									
<i>Miconia sellowiana</i>	133	34,20	12,80	33,89	80,88	4,95	109	23,14	10,92	25,63	59,69	3,32	14	10,53	0,007325	9,24	11	10,09	0,003479	4,70	-0,005804
<i>Psychotria sessilis</i>	47	12,10	9,60	8,20	29,88	2,78	46	9,77	6,32	10,89	26,98	1,63	10	21,28	0,008342	28,14	6	13,04	0,001898	3,15	0,006793
<i>Leandra melastomoides</i>	42	10,80	8,80	12,68	32,28	2,36	58	12,31	7,47	10,48	30,27	1,98	18	42,86	0,008324	43,38	14	24,14	0,005468	4,06	0,016171
<i>Clethra scabra</i>	56	14,40	11,20	19,69	45,29	2,13	55	11,68	6,32	18,58	36,58	1,78	2	3,57	0,001063	2,31	3	5,45	0,001209	3,44	0,002992
<i>Baccharis semiserrata</i>	2	0,51	1,60	0,89	3,00	0,24	8	1,70	2,30	0,49	4,49	0,44	1	50,00	0,001257	88,19	7	87,50	0,001074	3,88	0,001105
<i>Myrsine umbellata</i>	26	6,68	6,40	4,50	17,58	1,44	28	5,94	6,32	4,79	17,05	1,31	1	3,85	0,000201	1,91	4	14,29	0,002350	3,15	0,002006
<i>Miconia pepericarpa</i>	15	3,86	7,20	2,41	13,47	1,25	41	8,70	7,47	10,04	26,22	1,69	2	13,33	0,000531	9,47	11	26,83	0,003409	4,94	0,020823
<i>Leandra lacunosa</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14	2,97	4,60	1,22	8,79	0,85	0	0,00	0,000000	0,00	2	14,29	0,000419	3,48	0,003145
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	7	1,80	4,80	2,54	9,14	0,24	7	1,49	3,45	0,63	5,56	0,57	4	57,14	0,004030	67,33	3	42,86	0,000557	3,24	-0,000331
<i>Tibouchina candolleana</i>	15	3,86	4,00	3,14	11,00	0,87	21	4,46	6,32	5,03	15,81	1,19	3	20,00	0,000945	12,92	1	4,76	0,000661	3,13	0,006607
<i>Mimosa scabrella</i>	2	0,51	0,80	0,36	1,67	0,15	5	1,06	2,30	0,30	3,66	0,39	0	0,00	0,000000	0,00	1	20,00	0,000095	3,13	-0,000086
<i>Ocotea pulchella</i>	3	0,77	2,40	0,23	3,40	0,37	6	1,27	2,30	0,63	4,20	0,41	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	2,33	0,000770
<i>Casearia sylvestris</i>	3	0,77	2,40	0,36	3,53	0,37	5	1,06	2,87	0,57	4,51	0,46	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	2,40	-0,000038
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	3	0,77	2,40	1,17	4,34	0,37	12	2,55	3,45	1,38	7,37	0,66	0	0,00	0,000000	0,00	1	8,33	0,000113	1,39	0,001653
<i>Alchornea triplinervia</i>	1	0,26	0,80	0,15	1,21	0,12	3	0,64	1,72	0,91	3,27	0,28	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	5,11	0,001967
<i>Cordia superba</i>	3	0,77	2,40	0,64	3,81	0,37	8	1,70	4,02	1,77	7,49	0,67	0	0,00	0,000000	0,00	1	12,50	0,000039	2,63	0,001805
<i>Myrcia rostrata</i>	2	0,51	1,60	0,42	2,53	0,24	6	1,27	3,45	0,95	5,68	0,56	0	0,00	0,000000	0,00	4	66,67	0,000000	1,67	0,001511
<i>Cestrum amictum</i>	3	0,77	1,60	0,66	3,03	0,24	2	0,42	1,15	0,32	1,90	0,19	1	33,33	0,000154	27,01	0	0,00	0,000000	2,17	0,000420
<i>Aureliana velutina</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,42	0,57	0,07	1,07	0,11	0	0,00	0,000000	0,00	2	100,00	0,000177	3,50	0,000181
<i>Siphoneugena densiflora</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,21	0,57	0,29	1,08	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	4,67	0,000751
<i>Vernonia westiniana</i>	2	0,51	1,60	0,08	2,19	0,24	3	0,64	1,15	0,35	2,14	0,20	1	50,00	0,000154	81,02	0	0,00	0,000000	3,78	0,000866
<i>Cupania vernalis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000

Continua...

QUADRO 6, continuação

ESPÉCIE	Inventário 1997						Inventário 2000						M	TM _{ij}	M _{AB}	TM _{AB}	I	TI _{ij}	I _{AB}	IPA	CB
	N ^o I	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}	N ^o I	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}									
<i>Myrcia formosiana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Vernonia ferruginea</i>	2	0,51	1,60	4,66	6,77	0,27	1	0,21	0,57	0,31	1,10	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000804	10,67	-0,001283
<i>Eupatorium inulaefolium</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,42	1,15	0,28	1,85	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	3,67	0,000713
<i>Baccharis punctulata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,42	0,57	0,06	1,06	0,11	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,83	0,000143
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,21	0,57	0,26	1,04	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	2,00	0,000665
<i>Cordia ecalyculata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Casearia decandra</i>	2	0,51	1,60	0,62	2,73	0,27	4	0,85	1,15	0,64	2,64	0,22	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	2,83	0,000884
<i>Schefflera angustissima</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Myrciaria tenella</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Vernonia polyanthes</i>	6	1,54	4,00	0,82	6,36	0,63	2	0,42	0,57	0,06	1,06	0,11	0	0,00	0,000000	0,00	2	100,00	0,000145	3,17	-0,010783
<i>Gomidesia anacardiaeifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,21	0,57	0,15	0,93	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	3,33	0,000380
<i>Myrcia tomentosa</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,21	0,57	0,29	1,08	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000000	8,33	0,000751
<i>Roupala brasiliensis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,64	1,72	0,39	2,75	0,28	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	2,78	0,000998
<i>Alibertia concolor</i>	1	0,26	0,80	0,09	1,15	0,12	1	0,21	0,57	0,10	0,89	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,67	0,000067
<i>Cybianthus cuneifolius</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,21	0,57	0,10	0,89	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	2,00	0,000257
<i>Vochysia tucanorum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	0,26	0,80	0,23	1,29	0,12	2	0,42	1,15	0,66	2,24	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	6,67	0,001140
<i>Miconia albicans</i>	3	0,77	1,60	0,32	2,69	0,76	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	-0,001520
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Senna bicapsularis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Baccharis serrulata</i>	1	0,26	0,80	0,25	1,31	0,12	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	100,00	0,000573	100,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000003
<i>Pera obovata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,42	0,57	0,30	1,30	0,11	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	1,50	0,000770
<i>Prunus myrtifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Bysonima sp.</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cabrarea canjerana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000

Continua...

QUADRO 6, continuação

ESPÉCIE	Inventário 1997						Inventário 2000						M	TM _{ij}	M _{AB}	TM _{AB}	I	TI _{ij}	I _{AB}	IPA	CB
	N ^o I	DeR	FrR	DoR	IVI	RNCij	N ^o I	DeR	FrR	DoR	IVI	RNCij									
<i>Erythroxylum deciduum</i>	2	0,51	1,60	0,25	2,36	0,24	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	-0,000570
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	1	0,26	0,80	0,05	1,11	0,12	2	0,42	1,15	0,12	1,69	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	1	50,00	0,000050	2,33	0,000209
<i>Maytenus salicifolia</i>	1	0,26	0,80	0,07	1,13	0,12	1	0,21	0,57	0,06	0,85	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	-0,000038
<i>Rubus brasiliensis</i>	1	0,26	0,80	0,30	1,36	0,12	1	0,21	0,57	0,35	1,14	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	1,33	0,000247
<i>Sapium glandulatum</i>	1	0,26	0,80	0,09	1,15	0,12	1	0,21	0,57	0,10	0,89	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,67	0,000067
<i>Alomia fastigiata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Piper sp.</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Tabebuia alba</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Trichilia silvatica</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Alibertia sessilis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Aniba firmula</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Astronium graveolens</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cedrela fissilis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Eupatorium sp.</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Hovenia dulcis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Lamanonia ternata</i>	1	0,26	0,80	0,10	1,16	0,12	1	0,21	0,57	0,15	0,93	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	1,67	0,000190
<i>Machaerium nyctitans</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Macharium stipitatum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Matayba juglandifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Myrsine gardneriana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Myrsine lancifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Prokia crucis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Psidium cinereum</i>	1	0,26	0,80	0,15	1,21	0,12	1	0,21	0,57	0,15	0,93	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,33	0,000000
Rubiaceae 1	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,21	0,57	0,15	0,93	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	1	100,00	0,000380	7,33	0,000380
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Solanum robustum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Solanum swartzianum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Trembleya parviflora</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000

Continua...

QUADRO 7 - Dinâmica quantitativa dos parâmetros da Classe 3 de altura da regeneração natural no Retiro-Branco, Poços de Caldas, MG. Em que: NoI = número de indivíduos; DeR = densidade relativa; FrR = frequência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; RNCij = regeneração natural; M = mortalidade; TM = taxa de mortalidade em percentagem; I = ingresso; TI = taxa de ingresso; IPA = incremento periódico anual em milímetros/ano; CB = crescimento bruto em área basal; AB = área basal

ESPÉCIE	Inventário 1997						Inventário 2000						M	TM _{ij}	M _{AB}	TM _{AB}	I	TI _{ij}	I _{AB}	IPA	CB
	NoI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}	NoI	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}									
<i>Miconia sellowiana</i>	54	35,00	21,00	34,22	90,10	2,73	167	43,95	13,79	45,58	103,32	4,10	2	3,70	0,010739	7,34	2	1,20	0,000604	8,96	0,491866
<i>Psychotria sessilis</i>	23	15,00	12,00	16,78	43,57	1,36	42	11,05	7,76	9,87	28,68	1,41	3	13,04	0,006602	9,27	2	4,76	0,004513	5,09	0,071250
<i>Leandra melastomoides</i>	2	1,30	2,90	0,97	5,22	0,24	9	2,37	5,17	1,11	8,65	0,61	1	50,00	0,000908	23,89	0	0,00	0,009637	4,22	0,012422
<i>Clethra scabra</i>	26	17,00	18,00	10,80	45,44	1,82	59	15,53	12,07	12,61	40,20	2,08	1	3,85	0,002290	5,02	0	0,00	0,078361	6,38	0,130227
<i>Baccharis semiserrata</i>	1	0,70	1,50	0,12	2,24	0,12	1	0,26	0,86	0,03	1,15	0,09	1	100,00	0,000531	55,89	0	0,00	0,000346	1,33	-0,000077
<i>Myrsine umbellata</i>	20	13,00	13,00	10,67	36,98	1,38	36	9,47	9,48	8,46	27,42	1,45	1	5,00	0,001134	2,49	1	2,78	0,000661	6,13	0,071995
<i>Miconia pepericarpa</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,79	2,59	0,29	3,66	0,28	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,003938	6,56	0,003943
<i>Leandra lacunosa</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	9	5,90	7,40	4,98	18,21	0,71	10	2,63	7,76	3,06	13,45	0,85	3	33,33	0,003581	17,14	0	0,00	0,013281	8,70	0,024785
<i>Tibouchina candolleana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6	1,58	3,45	0,59	5,62	0,41	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,008108	4,78	0,008113
<i>Mimosa scabrella</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6	1,58	3,45	1,10	6,12	0,41	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,007550	11,17	0,015096
<i>Ocotea pulchella</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,53	1,72	0,09	2,34	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,001235	1,67	0,001235
<i>Casearia sylvestris</i>	1	0,70	1,50	0,17	2,29	0,12	2	0,53	1,72	0,24	2,49	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,002642	3,00	0,002404
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Alchornea triplinervia</i>	1	0,70	1,50	0,52	2,64	0,12	2	0,53	1,72	0,73	2,98	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,003632	14,00	0,008094
<i>Cordia superba</i>	2	1,30	2,90	0,96	5,21	0,24	4	1,05	3,45	0,73	5,23	0,37	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,004892	4,58	0,006185
<i>Myrcia rostrata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cestrum amictum</i>	3	2,00	4,40	5,42	11,79	0,37	4	1,05	3,45	3,24	7,74	0,37	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,001257	12,00	0,021841
<i>Aureliana velutina</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Siphoneugena densiflora</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Vernonia westiniana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,26	0,86	0,05	1,18	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000707	7,67	0,000703
<i>Cupania vernalis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000

Continua...

QUADRO 7, continuação

ESPÉCIE	Inventário 1997						Inventário 2000						M	TM _{ij}	M _{AB}	TM _{AB}	I	TI _{ij}	I _{AB}	IPA	CB
	N ^o I	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}	N ^o I	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}									
<i>Myrcia formosiana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Vernonia ferruginea</i>	6	3,90	7,40	7,13	18,40	0,63	8	2,11	6,03	5,79	13,93	0,67	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,007736	13,50	0,049353
<i>Eupatorium inulaefolium</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,53	1,72	0,41	2,66	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,005655	13,67	0,005653
<i>Baccharis punctulata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cordia ecalyculata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Casearia decandra</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,53	1,72	0,12	2,37	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,001665	5,17	0,001663
<i>Schefflera angustissima</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,26	0,86	0,05	1,18	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000707	4,33	0,000703
<i>Myrciaria tenella</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Vernonia polyanthes</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,53	1,72	1,44	3,69	0,19	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,019878	12,17	0,019874
<i>Gomidesia anacardiaeifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,26	0,86	0,05	1,18	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000755	5,00	0,000751
<i>Myrcia tomentosa</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Roupala brasiliensis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Alibertia concolor</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cybianthus cuneifolius</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Vochysia tucanorum</i>	2	1,30	2,90	3,62	7,87	0,24	3	0,79	2,59	2,01	5,39	0,28	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,003019	8,78	0,012483
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,26	0,86	0,06	1,18	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000804	2,00	0,000808
<i>Miconia albicans</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,79	1,72	0,26	2,77	0,20	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,003578	4,22	0,003582
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Senna bicapsularis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Baccharis serrulata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Pera obovata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Prunus myrtifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Byrsonima sp.</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cabrlea canjerana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000

Continua...

QUADRO 7, continuação

ESPÉCIE	Inventário 1997						Inventário 2000						M	TM _{ij}	M _{AB}	TM _{AB}	I	TI _{ij}	I _{AB}	IPA	CB
	N ^o I	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}	N ^o I	DeR	FrR	DoR	IVI	RNC _{ij}									
<i>Erythroxylum deciduum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Maytenus salicifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Rubus brasiliensis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Sapium glandulatum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Alomia fastigiata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Piper sp.</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Tabebuia alba</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Trichilia silvatica</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Alibertia sessilis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Aniba firmula</i>	1	0,70	1,50	0,66	2,78	0,12	1	0,26	0,86	0,28	1,40	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	3,33	0,000998
<i>Astronium graveolens</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cedrela fissilis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Eupatorium sp.</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Hovenia dulcis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Lamanonia ternata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Machaerium nyctitans</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Macharium stipitatum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Matayba juglandifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Myrsine gardneriana</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Myrsine lancifolia</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Prokia crucis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Psidium cinereum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
Rubiaceae 1	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	1	0,70	1,50	1,70	3,82	0,12	1	0,26	0,86	1,28	2,41	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	18,00	0,010070
<i>Solanum robustum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Solanum swartzianum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	0,00	0,000000
<i>Trembleya parviflora</i>	1	0,70	1,50	1,27	3,39	0,12	1	0,26	0,86	0,46	1,59	0,09	0	0,00	0,000000	0,00	0	0,00	0,000000	2,33	0,000665

QUADRO 8: Parâmetros de mortalidade, ingresso, emigração e crescimento, por grupo ecológico e por classe de diâmetro, no Retiro-Branco, Poços de Caldas-MG. Onde: GE = grupo ecológico; N^o I = número de indivíduos; RN = regeneração natural; P = pioneiras; S = secundárias; e C = Clímax

Parâmetro	GE	Classe1	Classe 2	Classe 3	RN Total
Mortalidade (N ^o I)	P	169 (8,68%)	13 (0,67%)	5 (0,26%)	187 (9,61%)
	S	265 (13,62%)	32 (1,64%)	3 (0,15%)	300 (15,42%)
	C	128 (6,58%)	13 (0,67%)	4 (0,21%)	145 (7,45%)
	Total	562 (28,88%)	58 (2,90%)	12 (0,62%)	632 (32,487%)
Ingresso (N ^o I)	P	559 (28,73%)	21 (1,08%)	0 (0,00%)	580 (29,80%)
	S	392 (20,14%)	30 (1,54%)	2 (0,10%)	424 (21,79%)
	C	536 (27,54%)	21 (1,08%)	3 (0,15%)	560 (28,78%)
	Total	1.487 (76,41%)	72 (3,70%)	5 (0,26%)	1.564 (80,37%)
Emigração (N ^o I)	P		80 (4,11%)		130 (6,68%)
	S	de 1 para 2	134 (6,89%)	de 2 para 3-	94 (4,83%)
	C		68 (3,49%)		38 (1,95%)
	Total		282 (14,49%)		182 (9,35%)
Crescimento (m ² /ha)	P	0,12 (1,55%)	-0,06 (-0,79%)	3,15 (39,92%)	3,21 (40,72%)
	S	0,06 (0,79%)	0,05 (0,66%)	5,36 (67,89%)	5,47 (68,73%)
	C	0,20 (2,55%)	0,26 (3,35%)	1,51 (19,19%)	1,97 (25,09%)
	Total	0,38 (4,90%)	0,25 (3,21%)	10,01 (127,00%)	10,65 (135,02%)

No inventário florestal de 1997 das 63 espécies encontradas, 27 apresentavam indivíduos apenas na classe 1 (entre 0,30 e 1,50m) de altura da regeneração natural. Sobre estas espécies, podemos supor que: são espécies que chegaram e, a partir deste momento, passam a ter condições favoráveis para o seu desenvolvimento; ou são espécies que chegaram mas não conseguem ter condições favoráveis para se desenvolver e ocupar as classes de altura do povoamento. No inventário florestal de 2000, destas 27 espécies, 16 mantiveram-se apenas com indivíduos na classe 1 de altura, sendo 8 clímax - *Cryptocarya aschersoniana* - *Cupania vernalis* - *Cybianthus cuneifolius* - *Myrsine lancifolia* - *Hovenia dulcis* - *Machaerium*

nyctitans - *Macharium stipitatum* - *Matayba juglandifolia*, 5 secundárias - *Cabralea canjerana* - *Cedrella fissilis* - *Myrcia formosiana* - *Myrciaria tenella* - *Prunus myrtifolia* e 3 pioneiras - *Alomia fastigiata* - *Eupatorium* sp. - *Senna bicapsularis*, reforçando os indícios de que estas são espécies que chegam mas não conseguem ter condições favoráveis para se desenvolver ao longo das classes de altura do povoamento; 9 espécies, sendo 4 secundárias - *Leandra lacunosa* - *Pera obovata* - *Pimenta pseudocaryophyllus* - *Roupala brasiliensis*, 3 clímax - *Myrcia tomentosa* - *Siphoneugena densiflora* - *Daphnopsis fasciculata* e 2 pioneiras - *Baccharis punctulata* - *Schefflera angustissima*, conseguiram estar presentes em pelo menos duas das classes de altura (classes 1 e 2 ou classes 1 e 3), reforçando os indícios de que estas são espécies que chegaram e estão tendo condições favoráveis para o seu desenvolvimento; e 2 espécies, sendo 1 pioneira - *Eupatorium inulaefolium* e 1 secundária - *Gomidesia anacardiaefolia*, passaram a ter indivíduos nas três classes de altura, indicando também que são espécies que chegaram e estão tendo condições favoráveis para o seu desenvolvimento, refletindo de forma mais clara pelo seu melhor desempenho na ocupação dos estratos de altura.

As três espécies que no inventário de 1997 apresentaram indivíduos somente na classe 3 de altura (maior que 3m), mantiveram o mesmo comportamento no inventário de 2000. Das três espécies temos 2 pioneiras - *Solanum granulatum-leprosum* e *Trembleya parviflora*, 1 secundária - *Aniba firmula*. Sobre estas espécies permanecem os indícios de sua baixa eficiência na recolonização do Retiro-Branco.

No inventário realizado em 2000, das 14 espécies novas que surgiram, 13 espécies apresentaram indivíduos apenas na classe 1 de altura (entre 0,30 e 1,50m), sendo 8 secundárias - *Alibertia sessilis* - *Astronium graveolens* - *Byrsonima* sp. - *Cordia ecalyculata* - *Prokia crucis* - Rubiaceae 1. - *Tabebuia alba* - *Trichilia silvatica*, 4 pioneiras - *Piper* sp. - *Schinus terebinthifolius* - *Solanum robustum* - *Solanum swartzianum*, e 1 clímax - *Myrsine gardneriana*. Uma espécie nova, a pioneira *Aureliana velutina*, apresentou indivíduos nas classes 1 e 2 de altura (entre 0,30m e 3,00m).

Em relação ao parâmetro regeneração natural total, as dez espécies de melhor desempenho em 1997, também foram as de melhor desempenho em 2000. A regeneração natural de *Mimosa scabrella* melhora seu desempenho, passando a ocupar as três classes de altura da regeneração (Figura 6).

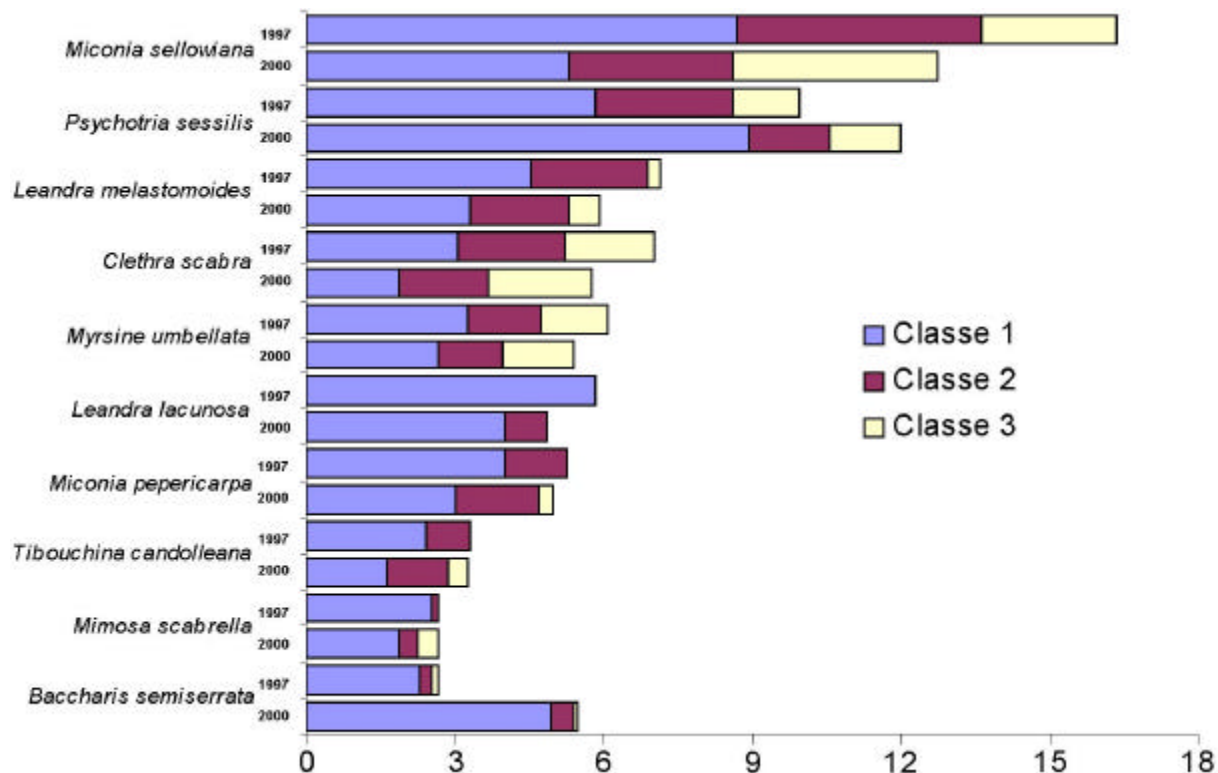


FIGURA 6: Distribuição dos valores de regeneração natural das dez espécies de maior importância nos inventários de 1997 e 2000, para a área do Retiro-Branco, em Poços de Caldas, MG..

O processo de regeneração natural no Retiro-Branco foi iniciado sob um povoamento puro de *Mimosa scabrella*, implantado como componente arbóreo do processo de reabilitação, o que muito provavelmente favoreceu o estabelecimento e desenvolvimento de espécies secundárias e clímax nos primeiros estados de estruturação da regeneração natural, conforme observado no inventário de 1997.

NAPPO *et al* (2000 a), relatam o declínio do povoamento puro de *Mimosa scabrella* implantado no local de estudo em função do grande número de indivíduos mortos. Estes relatos corroboram com os estudos agora realizados na mesma área, sendo importantes para o entendimento da dinâmica dos parâmetros das espécies quanto aos grupos ecológicos, onde é observado o menor ingresso de espécies secundárias e ao mesmo tempo o domínio deste grupo nas classes maiores de altura, e o maior ingresso de espécies pioneiras, provavelmente associado às clareiras formadas. O comportamento das espécies clímax parece estar associado aos micro-ambientes proporcionados pelo aumento de dominância das espécies secundárias nas classes de altura superiores.

O processo de sucessão na área do Retiro-Branco pode ser entendido conforme a teoria de sucessão de CONNELL & SLATYER (1977) quanto a “facilitação”, onde o povoamento puro de *Mimosa scabrella* num primeiro momento do processo de reabilitação cumprindo seu papel de agente facilitador do processo, tendo formado condições de dossel que favoreceram às espécies secundárias, e num segundo momento, com o declínio do povoamento e conseqüente abertura de dossel, a facilitação se desenvolveu favoravelmente para a ocupação do sítio por espécies pioneiras.

4.3 - Distribuição de Diâmetros e Prognose do Número de Indivíduos

Para o estudo da distribuição de diâmetros e da prognose do número de indivíduos para um período de tempo futuro, a definição das classes de diâmetro foi feita baseada na distribuição de diâmetros a altura do solo (DAS) da regeneração natural, visando caracterizar a distribuição diamétrica de povoamentos inequiâneos. Os diâmetros apresentam amplitude de 0,2 a 17,0cm, tendo sido divididos em classes com amplitude de 2,0cm (Quadro 9):

QUADRO 9: Classes utilizadas para a análise de distribuição de diâmetros e prognose do número de indivíduos da regeneração natural do Retiro-Branco

Centro de Classe de Diâmetro	Amplitude de Classe (cm)*
1	0,0 – 1,9
3	2,0 – 3,9
5	4,0 – 5,9
7	6,0 – 7,9
9	8,0 – 9,9
11	10,0 – 11,9
13	12,0 – 13,9
15	14,0 – 15,9
17	16,0 – 18,0

* centro de classe = 0 se, em uma segunda medição, a árvore morreu.

É observada uma dinâmica muito grande de estados devido às alterações na distribuição do número de indivíduos ocorridas no período de medição 1997 e 2000, tais como: indivíduos que mudaram de classe de diâmetro (diagonais secundárias); indivíduos mortos; indivíduos que ingressaram e indivíduos que permaneceram na mesma classe de diâmetro (diagonal principal); e aumento do número de classes de diâmetro (Quadro 10).

A matriz de probabilidade de transição expressa, em termos percentuais, o comportamento da matriz de distribuição do número de indivíduos pelas classes de diâmetro, permitindo visualizar com maior clareza o declínio das probabilidades de ingresso e mortalidade no sentido de aumento das classes de diâmetro e a grande emigração observada a partir da classe 2 de diâmetro - 2,0 a 3,9cm (Quadro 11).

Estes resultados demonstram que a regeneração natural no Retiro-Branco passa por um período de estruturação, modificando a arquitetura do povoamento.

O comportamento da distribuição do número de indivíduos por classe de diâmetro da regeneração natural e por grupo ecológico, demonstra que as espécies pioneiras e clímax foram as que mais contribuíram para o aumento do número de indivíduos no povoamento. As espécies secundárias apresentam os maiores percentuais de emigração, refletindo no aumento de estoque total de indivíduos a partir da segunda classe de diâmetro em diante (Quadros 12 e 13).

QUADRO 10: Matriz de progressão do número de indivíduos por hectare, por centro de classe de diâmetro, no período de 1997 a 2000, da regeneração natural no Retiro-Branco, em Poços de Caldas-MG. Onde: CD = centro de classe de diâmetro

		CD 1997									Ingresso	Total 2000
		1	3	5	7	9	11	13	15	17		
CD 2000	1	6.810,53									15.947,37	22.757,89
	3	2.357,89	1.178,95								484,21	4.021,05
	5	284,21	1.252,63	252,63							21,05	1.810,53
	7	73,68	357,89	494,74	94,74						10,53	1.031,58
	9		10,53	168,42	168,42	10,53						357,89
	11		10,53	63,16	84,21	42,11	21,05					221,05
	13				42,11	21,05	10,53	21,05				94,74
	15			10,53	10,53	10,53	21,05	10,53	0,00			63,16
	17					10,53	21,05	21,05	0,00			52,63
Mortalidade		6.136,84	347,37	126,32	31,58	10,53						6.652,63
Total 1997		15.547,37	3.157,89	1.115,79	431,58	105,26	73,68	52,63	0,00	0,00	16.463,16	

QUADRO 11: Matriz de probabilidade de transição (G), por centro de classe de diâmetro, no período de 1997 a 2000, para a regeneração natural no Retiro-Branco, em Poços de Caldas-MG. Onde: CD = centro de classe diâmetro

		CD 1997									Ingresso
		1	3	5	7	9	11	13	15	17	
CD 2000	1	0,4320									0,9687
	3	0,1503	0,3733								0,0294
	5	0,0183	0,3967	0,2264							0,0013
	7	0,0047	0,1133	0,4434	0,2195						0,0006
	9		0,0033	0,1509	0,3902	0,1000					
	11		0,0033	0,0566	0,1951	0,4000	0,2857				
	13				0,0976	0,2000	0,1429	0,4000			
	15			0,0094	0,0244	0,1000	0,2857	0,2000	0,0000		
	17					0,1000	0,2857	0,4000		0,0000	
Mortalidade		0,3947	0,1100	0,1132	0,0732	0,1000					

QUADRO 12: Matrizes de progressão do número de indivíduos por hectare, por centro de classe de diâmetro, por grupo ecológico de espécies, no período de 1997 a 2000, da regeneração natural no Retiro-Branco, em Poços de Caldas-MG. Onde: CD = centro de classe de diâmetro

		CD 1997									Ingresso	Total 2000	
		1	3	5	7	9	11	13	15	17			
Pioneiras	CD 2000	1	1.768,42									5.989,47	7.757,89
		3	410,53	526,32								115,79	1.052,63
		5	42,11	431,58	73,68								547,37
		7	42,11	94,74	221,05								357,89
		9			52,63	31,58							84,21
		11			10,53	21,05	21,05						52,63
		13				10,53	0,00						10,53
		15			10,53		10,53	10,53	10,53	0,00			42,11
		17						10,53	21,05	0,00			31,58
		Mortalidade		1.842,113	105,26	52,63							
Total 1997		4.105,26	1.157,89	421,05	63,16	31,58	21,05	31,58	0,00	0,00	6.105,26		
Secundárias		CD 1997									Ingresso	Total 2000	
		1	3	5	7	9	11	13	15	17			
CD 2000	1	2.642,11									4.242,11	6.884,21	
	3	1.326,32	336,84								221,05	1.884,21	
	5	178,95	536,84	63,16								778,95	
	7	31,58	231,58	210,53	31,58							505,26	
	9		10,53	115,79	63,16							189,47	
	11		10,53	42,11	42,11	10,53	10,53					115,79	
	13				21,05	10,53	10,53	10,53				52,63	
	15				10,53		10,53		0,00			21,05	
	17					10,53	10,53		0,00			21,05	
	Mortalidade		2.957,89	189,47	42,11	10,53	10,53	0,00	0,00	0,00	0,00		3.210,53
Total 1997		7136,84	1315,79	473,68	178,95	42,11	42,11	10,53	0,00	0,00	4.463,16		
Clímax		CD 1997									Ingresso	Total 2000	
		1	3	5	7	9	11	13	15	17			
CD 2000	1	2.400,00									5.715,79	8.115,79	
	3	621,05	315,79								147,37	1.084,21	
	5	63,16	284,21	115,79							21,05	484,21	
	7		31,58	63,16	63,16						10,53	168,42	
	9				73,68	10,53					0,00	84,21	
	11			10,53	21,05	10,53	10,53				0,00	52,63	
	13				10,53	10,53		10,53			0,00	31,58	
	15								0,00		0,00	0,00	
	17									0,00	0,00	0,00	
	Mortalidade		1.442,11	52,63	31,58	21,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		1.547,37
Total 1997		4.526,32	684,21	221,05	189,47	31,58	10,53	10,53	0,00	0,00	5.894,74		

QUADRO 13: Matrizes de probabilidade de transição (G), por centro de classe de diâmetro, por grupo ecológico de espécies, no período de 1997 a 2000, para a regeneração natural no Retiro-Branco, em Poços de Caldas-MG. Onde: CD = centro de classe diâmetro

Pioneiras		CD 1997									Ingresso
		1	3	5	7	9	11	13	15	17	
CD 2000	1	0,1137									0,3664
	3	0,0264	0,1667								0,0071
	5	0,0027	0,1367	0,0660							
	7	0,0027	0,0300	0,1981	0,0000						
	9	0,0000	0,0000	0,0472	0,0732	0,0000					
	11	0,0000	0,0000	0,0094	0,0488	0,2000	0,0000				
	13	0,0000	0,0000	0,0000	0,0244	0,0000	0,0000	0,0000			
	15	0,0000	0,0000	0,0094	0,0000	0,1000	0,1429	0,2000	0,0000		
	17	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1429	0,4000	0,0000	0,0000	
Mortalidade		0,1185	0,0333	0,0472							

Secundárias		CD 1997									Ingresso
		1	3	5	7	9	11	13	15	17	
CD 2000	1	0,1699									0,2595
	3	0,0853	0,1067								0,0135
	5	0,0115	0,1700	0,0566							
	7	0,0020	0,0733	0,1887	0,0732						
	9	0,0000	0,0033	0,1038	0,1463	0,0000					
	11	0,0000	0,0033	0,0377	0,0976	0,1000	0,1429				
	13	0,0000	0,0000	0,0000	0,0488	0,1000	0,1429	0,2000			
	15	0,0000	0,0000	0,0000	0,0244	0,0000	0,1429	0,0000	0,0000		
	17	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1000	0,1429	0,0000	0,0000	0,0000	
Mortalidade		0,1903	0,0600	0,0377	0,0244	0,1000					

Clímax		CD 1997									Ingresso
		1	3	5	7	9	11	13	15	17	
CD 2000	1	0,1544									0,3496
	3	0,0399	0,1000								0,0090
	5	0,0041	0,0900	0,1038							0,0013
	7	0,0000	0,0100	0,0566	0,1463						0,0006
	9	0,0000	0,0000	0,0000	0,1707	0,1000					
	11	0,0000	0,0000	0,0094	0,0488	0,1000	0,1429				
	13	0,0000	0,0000	0,0000	0,0244	0,1000	0,0000	0,2000			
	15	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		
	17	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	
Mortalidade		0,0928	0,0167	0,0283	0,0488	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	

A dinâmica da distribuição do número de indivíduos no período de 1997 a 2000 mostra que no primeiro inventário as espécies secundárias dominavam a estrutura do povoamento.

A partir do segundo inventário, é observado que as espécies pioneiras e clímax, impulsionadas pelo grande número de indivíduos ingressantes nas primeiras classes de diâmetro, estabelecem uma relação de equilíbrio em relação ao número total de indivíduos. As espécies secundárias apresentam redução do número de indivíduos na primeira classe de diâmetro e aumento do estoque de indivíduos a partir da segunda classe (Quadro 14).

QUADRO 14: Vetores coluna do número de indivíduos observados em 1997, por classe de diâmetro e por grupo ecológico, da regeneração natural do Retiro-Branco, em Poços de Caldas-MG. Onde: P = pioneiras; S = secundárias; C = clímax, e CD = centro de classe de diâmetro

INVENTÁRIO 1997

CD	Y ₁₉₉₇	Y _{P1997}	Y _{S1997}	Y _{C1997}
1	15.547,37	4.047,71	7.036,79	4.462,86
3	3.157,89	1.157,89	1.315,79	684,21
5	1.115,79	421,05	473,68	221,05
7	431,58	63,16	178,95	189,47
9	105,26	31,58	42,11	31,58
11	73,68	21,05	42,11	10,53
13	52,63	31,58	10,53	10,53
15	0,00	0,00	0,00	0,00
17	0,00	0,00	0,00	0,00
Total de Indivíduos	20.484,21	5.774,03	9.099,95	5.610,23

INVENTÁRIO 2000

CD	Y ₂₀₀₀	Y _{P2000}	Y _{S2000}	Y _{C2000}
1	22.757,8947	7.757,8947	2.973,6806	3.505,6694
3	4.021,0526	1.052,6316	1.738,1676	1.624,6130
5	1.810,5263	547,3684	1.049,6144	688,0618
7	1.031,5789	357,8947	702,4642	413,0082
9	357,8947	84,2105	339,9809	150,8488
11	221,0526	52,6316	257,8322	112,6066
13	94,7368	10,5263	124,7827	53,4238
15	63,1579	42,1053	82,2284	38,4503
17	52,6316	31,5789	73,0827	36,0902
Total de Indivíduos	30.410,53	9.936,84	10.452,63	10.021,05

Mediante análise de regressão linear foram ajustadas equações de ingresso, em função do número de indivíduos total e por grupo ecológico, e das respectivas áreas basais em 1997 (Quadro 15).

QUADRO 15: Equações de ingresso, para a regeneração natural como um todo e para os respectivos grupos ecológicos, e estimativas dos parâmetros. Onde: RN = regeneração natural

Regeneração Natural	b_0	b_1	R^2	Equação Ajustada
Grupo - Pioneiras	8,74532	0,003269	0,7632	$CL_{t+1} = e^{8,74512 - 0,0032687AB_t}$
Grupo - Secundárias	4,30876	0,002956	0,7087	$CL_{t+1} = e^{4,30876 - 0,0029562AB_t}$
Grupo - Clímax	8,75786	0,013522	0,7348	$CL_{t+1} = e^{8,69672 - 0,0035821AB_t}$
RN como um todo	9,86501	0,019418	0,8159	$CL_{t+1} = e^{9,865011 - 0,0194179AB_t}$

Os valores de áreas basais por hectare, obtidos para a regeneração natural como um todo e especificamente para cada grupo ecológico, são apresentados no Quadro 16.

QUADRO 16: Áreas basais obtidas para a regeneração natural como um todo, e especificamente para cada grupo ecológico, no inventário realizado em 2000, no Retiro-Branco, em Poços de Caldas, MG. Onde: AB = área basal; GE = grupo ecológico; T = total

	AB_{T2000}	AB_{GE2000}	
Regeneração Natural Total	20,1004 m ² /ha	Pioneiras	6,4419 m ² /ha
		Secundárias	9,2007 m ² /ha
		Clímax	4,4578 m ² /ha

As estimativas dos ingressos do número de indivíduos para um intervalo de tempo futuro, 2003, foram: de 14.745,0789 indivíduos/ha para a regeneração natural como um todo; 6.217,3136 indivíduos/ha para o grupo das pioneiras; 73,4923 indivíduos/ha para o grupo das secundárias; e de 5.988,4162 indivíduos/ha para clímax. Estes valores compõem os respectivos vetores ingresso estimados para 2003, para a regeneração natural como um todo e em separado para os grupos ecológicos.

Aplicando a equação de Chapman-Kolmogorov ($Y_{t+1} = GY_t + C$), foi estimado o número de indivíduos por hectare, por classe de diâmetro, para o tempo t + 1 (2003), para a regeneração natural como um todo (\hat{Y}_{2003}) (Quadro 17).

QUADRO 17: Prognose do número de indivíduos por centro de classe de diâmetro para a regeneração natural, no Retiro-Branco, em Poços de Caldas, MG, para o ano t + 1 (2003), utilizando a equações de Chapman-Kolmogorov. Onde G = matriz de probabilidade de transição; Y = vetor do número de indivíduos observado por classe de diâmetro; C = vetor ingresso do número de indivíduos; \hat{Y} = vetor resultante do número de indivíduos estimado por classe de diâmetro

G Regeneração Natural Total								Y ₂₀₀₀	C ₂₀₀₃	\hat{Y}_{2003}
0,4320							22.757,8947	14.745,0789	24.575,5042	
0,1503	0,3733						4.021,0526	0,00	4.921,8109	
0,0183	0,3967	0,2264					1.810,5263	0,00	2.420,9691	
0,0047	0,1133	0,4434	0,2195				1.031,5789	0,00	1.592,8013	
	0,0033	0,1509	0,3902	0,1000		*	357,8947	+	0,00 =	725,0474
	0,0033	0,0566	0,1951	0,4000	0,2857		221,0526	0,00		523,4856
			0,0976	0,2000	0,1429	0,4000	94,7368	0,00		241,6945
		0,0094	0,0244	0,1000	0,2857	0,2000	63,1579	0,00		160,1356
				0,1000	0,2857	0,4000	52,6316	0,00		136,8421

Os resultados prognosticados indicam que deverá haver um aumento do estoque do número de indivíduos em todas as classes de diâmetro da regeneração natural. Esta tendência reforça a caracterização do processo inicial de estruturação do povoamento.

A classe 1 de diâmetro (de 0,0 a 1,9cm), em função da elevada probabilidade de morte (39,47%) e da probabilidade de emigração para as classes de diâmetro superiores (17,33%), apresentam uma indicação de compensação da probabilidade de ingresso, refletindo no discreto aumento do número de indivíduos prognosticado para esta classe de diâmetro.

Para melhor caracterizar o caminho do processo de sucessão do povoamento estudado, foi repetido o processo de prognose por grupo ecológico (pioneiras, secundárias e clímax), por classe de diâmetro. Para realizar as prognoses para os grupos ecológicos foram utilizadas as matrizes de probabilidade, obtidas para cada grupo ecológico de espécies (G_P , G_S e G_C) em relação ao total de indivíduos do povoamento, o vetor de número de indivíduos total da regeneração natural, e os vetores ingresso do número de indivíduos por grupo ecológico (C_{P2003} , C_{S2003} e C_{C2003}) obtido pelo ajuste das equações de ingresso para cada um dos grupos ecológicos. Em seguida, foi aplicada a equação de Chapman-Kolmogorov, para a estimativa dos vetores resultantes do número de indivíduos por grupo ecológico (\hat{Y}_{P2003} , \hat{Y}_{S2003} e \hat{Y}_{C2003}), por classe de diâmetro, para um intervalo de tempo futuro, 2003. Os resultados são apresentados no quadro 18.

QUADRO 18: Prognose do número de indivíduos por centro de classe de diâmetro, por grupo ecológico, para a regeneração natural, no Retiro-Branco, em Poços de Caldas, MG, para o ano $t + 1$ (2003), utilizando a equações de Chapman-Kolmogorov. Onde: G = matriz de probabilidade de transição; Y = vetor do número de indivíduos observado por classe de diâmetro; C = vetor ingresso do número de indivíduos; \hat{Y} = vetor resultante do número de indivíduos estimado por classe de diâmetro; P = pioneiras, S = secundárias e C = clímax

$G_{\text{Pioneiras}}$	Y_{2000}	C_{P2003}	\hat{Y}_{P2003}
0,1137	22.757,8947	6.217,3136	8.805,8893
0,0264 0,1667	4.021,0526	0,0000	1.271,0948
0,0027 0,1367 0,0660	1.810,5263	0,0000	730,7397
0,0027 0,0300 0,1981 0,0000	1.031,5789	0,0000	540,9535
0,0000 0,0000 0,0472 0,0732 0,0000	* 357,8947	+ 0,0000	= 160,8836
0,0000 0,0000 0,0094 0,0488 0,2000 0,0000	221,0526	0,0000	138,9803
0,0000 0,0000 0,0000 0,0244 0,0000 0,0000 0,0000	94,7368	0,0000	25,1605
0,0000 0,0000 0,0094 0,0000 0,1000 0,1429 0,2000 0,0000	63,1579	0,0000	103,3962
0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,1429 0,4000 0,0000 0,0000	52,6316	0,0000	69,4737

$G_{\text{Secundárias}}$	Y_{2000}	C_{S2003}	\hat{Y}_{S2003}
0,1699	22.757,8947	73,4923	3940,9476
0,0853 0,1067	4.021,0526	0,00	2370,3441
0,0115 0,1700 0,0566	1.810,5263	0,00	1048,0008
0,0020 0,0733 0,1887 0,0732	1.031,5789	0,00	758,1919
0,0000 0,0033 0,1038 0,1463 0,0000	* 357,8947	+ 0,00	= 352,2511
0,0000 0,0033 0,0377 0,0976 0,1000 0,1429	221,0526	0,00	249,7355
0,0000 0,0000 0,0000 0,0488 0,1000 0,1429 0,2000	94,7368	0,00	136,6367
0,0000 0,0000 0,0000 0,0244 0,0000 0,1429 0,0000 0,0000	63,1579	0,00	56,7394
0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,1000 0,1429 0,0000 0,0000 0,0000	52,6316	0,00	67,3684

$G_{\text{Clímax}}$	Y_{2000}	C_{C2003}	\hat{Y}_{C2003}
0,1544	22.757,8947	5.988,4162	9501,4832
0,0399 0,1000	4.021,0526	0,00	1311,1884
0,0041 0,0900 0,1038	1.810,5263	0,00	642,2287
0,0000 0,0100 0,0566 0,1463	1.031,5789	0,00	293,6559
0,0000 0,0000 0,0000 0,1707 0,1000	* 357,8947	+ 0,00	= 211,9127
0,0000 0,0000 0,0094 0,0488 0,1000 0,1429	221,0526	0,00	134,7698
0,0000 0,0000 0,0000 0,0244 0,1000 0,0000 0,2000	94,7368	0,00	79,8973
0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000	63,1579	0,00	0,0000
0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000 0,0000	52,6316	0,00	0,0000

Os resultados obtidos nas prognoses, por grupos ecológicos de espécies, demonstram que as espécies secundárias vão continuar reduzindo significativamente as taxas de ingresso, mas reforçando a emigração para as classes de diâmetro maiores. As espécies pioneiras e clímax apresentam taxas crescentes de ingresso, mas pequena emigração para as classes de diâmetro superiores. Estas informações reforçam as indicações de uma estratificação, onde as espécies pioneiras e clímax dominam os estratos menores e as secundárias dominam os maiores estratos.

As distribuições diamétricas observadas em 1997 e 2000 e prognosticada para 2003 são o prenúncio de auto desbaste na primeira classe de diâmetro, como consequência da estruturação do povoamento afetando a disponibilidade de recursos.

O comportamento da distribuição do número de indivíduos por hectare, por classe de diâmetro da regeneração natural, por grupos ecológicos, observados no período de monitoramento entre 1997 e 2000 e prognosticado para 2003, é apresentado nas figuras 7 e 8.

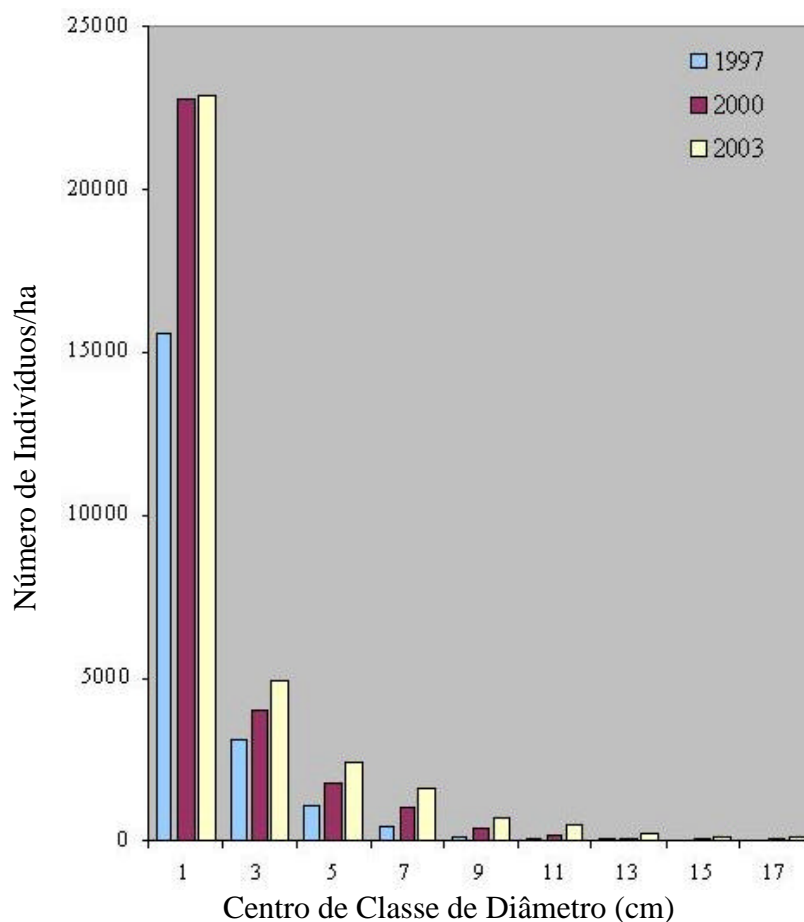


FIGURA 7: Número de indivíduos da regeneração natural como um todo, por classe de diâmetro, observado em 1997 e 2000 e projetado para 2003, no Retiro-Branco, em Poços de Caldas, MG.

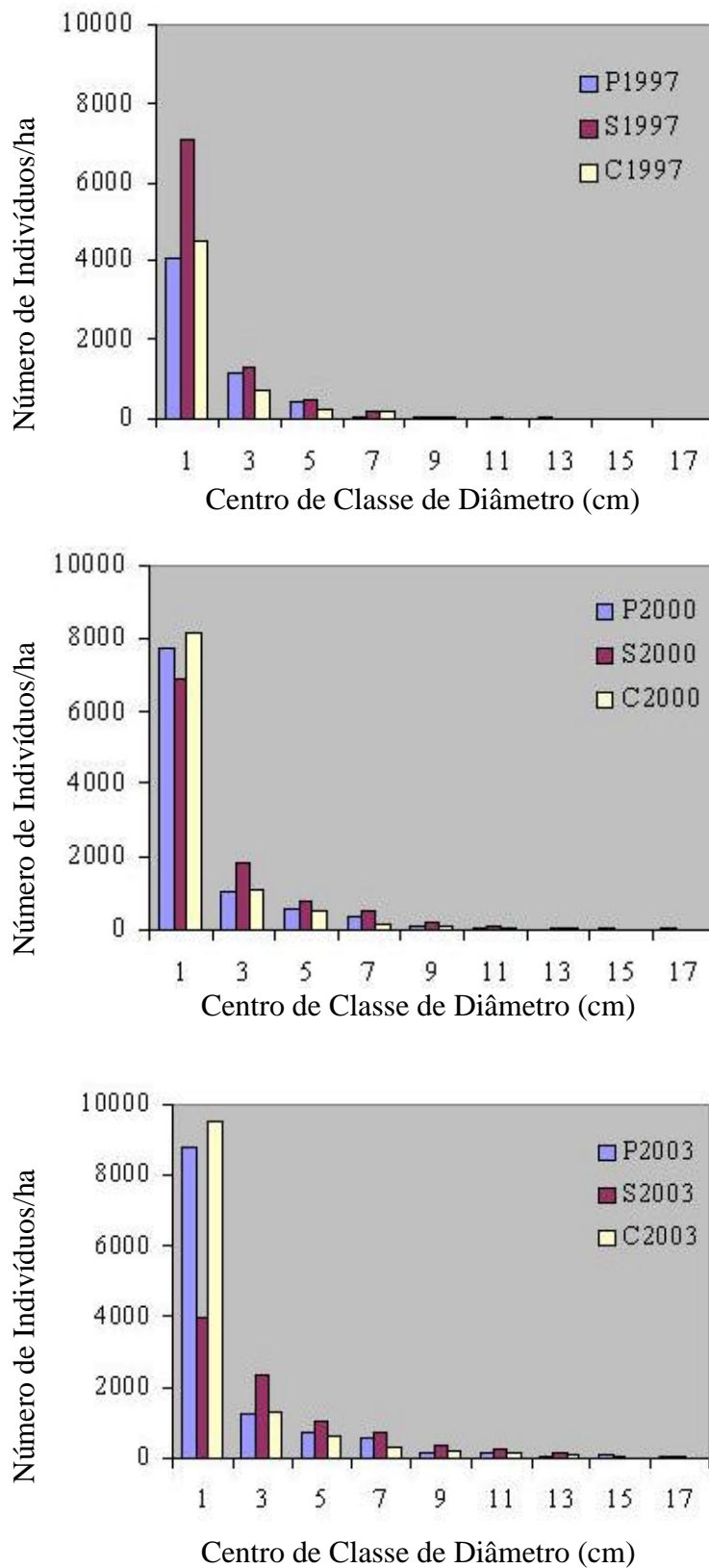


FIGURA 8: Número de indivíduos, por classe de diâmetro, por grupo ecológico, observados em 1997 e 2000 e projetados para 2003, no Retiro-Branco, em Poços de Caldas, MG. Onde: P = pioneiras; S = secundárias; e C = clímax.

4.4 – Análise Multivariada de Gradientes Ambientais

Os resultados das análises físico-química, textural e de matéria-orgânica, das amostras de solo, indicando que o solo para as duas profundidades apresenta acidez elevada, capacidade de troca catiônica e a saturação por bases baixas (solo distrófico), e textura predominantemente argilosa (Quadro 19).

QUADRO 19- Resultados das análises de solos realizados em 2000, nas parcelas de estudo de regeneração natural na área do Retiro-Branco, em Poços de Caldas, MG. Onde: P = parcela; MO = matéria-orgânica

P	Prof.	pH	MO%	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	CTC	V %	Areia	Areia	Silte	Argila
				ppm				meq/100cc				Grossa	Fina		
1	00-20cm	4,4	3,02	0,6	10	0,22	0,08	0,70	7,59	1,03	4,2	24	8	21	47
	20-40cm	5,0	1,14	0,2	3	0,05	0,02	0,00	3,96	0,08	2,0	28	9	22	41
2	00-20cm	4,4	3,69	3,3	14	0,20	0,10	0,80	7,26	1,14	4,5	20	7	27	46
	20-40cm	4,8	0,54	0,4	6	0,08	0,04	0,00	2,97	0,14	4,5	40	15	26	19
3	00-20cm	4,3	3,83	0,7	13	0,10	0,06	0,90	7,59	1,09	2,4	14	5	21	60
	20-40cm	4,9	0,40	0,6	5	0,04	0,02	0,00	2,31	0,07	2,9	32	12	27	29
4	00-20cm	4,4	3,63	1,3	13	0,02	0,06	0,80	6,93	0,91	1,6	15	8	23	54
	20-40cm	4,8	0,81	0,4	10	0,01	0,01	0,10	2,97	0,15	1,7	31	12	30	27
5	00-20cm	4,6	3,49	0,6	18	0,28	0,14	1,10	6,60	1,57	6,6	11	9	28	52
	20-40cm	4,9	0,94	0,4	8	0,06	0,04	0,50	2,97	0,62	3,9	14	9	31	46
6	00-20cm	4,8	3,36	0,9	14	0,41	0,51	0,30	5,61	1,26	14,6	24	11	22	43
	20-40cm	5,2	0,67	0,4	6	0,11	0,12	0,00	2,31	0,25	9,8	36	12	24	28
7	00-20cm	4,8	2,15	0,6	18	0,19	0,23	1,80	8,91	2,27	5,0	3	2	42	53
	20-40cm	4,9	0,47	0,2	7	0,05	0,06	1,50	6,60	1,63	1,9	15	5	38	42
8	00-20cm	4,9	1,14	2,3	13	0,12	0,11	0,10	4,95	0,36	5,0	32	20	22	26
	20-40cm	5,5	0,47	1,1	7	0,01	0,09	0,00	2,97	0,12	3,9	31	26	20	23
9	00-20cm	4,4	3,96	0,6	12	0,03	0,05	0,60	3,96	0,71	2,7	22	6	26	46
	20-40cm	5,0	1,14	0,4	10	0,00	0,02	0,10	2,97	0,15	1,7	35	9	22	34
10	00-20cm	5,0	3,29	0,4	15	0,18	0,13	0,70	2,64	1,05	11,7	14	5	28	53
	20-40cm	5,4	0,60	0,2	10	0,05	0,05	0,20	2,31	0,33	5,3	19	7	31	43
11	00-20cm	5,5	12,49	0,6	93	1,67	0,84	0,60	2,64	3,35	51,0	18	5	31	46
	20-40cm	5,2	5,04	0,4	57	0,46	0,32	0,20	2,64	1,13	26,1	8	5	36	51
12	00-20cm	5,2	1,95	0,7	25	0,14	0,12	0,40	7,26	0,72	4,2	12	7	30	51
	20-40cm	5,3	0,20	0,4	10	0,01	0,04	0,10	6,60	0,18	1,2	9	6	31	54
13	00-20cm	4,8	3,56	0,4	35	0,24	0,18	0,50	8,91	1,01	5,4	19	7	23	51
	20-40cm	5,3	0,47	0,2	11	0,05	0,08	0,00	7,59	0,16	2,1	26	11	22	41
14	00-20cm	4,9	3,49	0,6	60	0,13	0,21	0,50	9,24	0,99	5,0	20	10	22	48
	20-40cm	5,0	0,27	0,4	9	0,01	0,07	0,00	6,93	0,10	1,4	28	15	25	32
15	00-20cm	4,7	1,61	0,4	18	0,07	0,07	0,30	7,26	0,49	2,6	23	8	27	42
	20-40cm	5,0	1,14	0,2	10	0,05	0,05	0,10	6,60	0,23	1,9	28	9	17	46
16	00-20cm	4,3	3,96	2,1	18	0,14	0,09	1,10	8,91	1,38	3,0	17	5	19	59
	20-40cm	4,8	1,41	0,6	11	0,03	0,05	0,20	6,93	0,31	1,6	34	11	24	31
17	00-20cm	5,1	2,28	0,7	10	0,13	0,17	0,20	5,94	0,53	5,3	22	11	22	45
	20-40cm	5,6	0,27	0,6	9	0,05	0,09	0,00	5,28	0,16	2,9	22	15	24	39
18	00-20cm	4,4	3,83	0,4	10	0,06	0,09	0,80	10,56	0,98	1,7	20	8	20	52
	20-40cm	5,2	0,67	0,2	9	0,01	0,04	0,00	5,61	0,07	1,2	25	11	23	41
19	00-20cm	4,1	5,37	0,2	13	0,07	0,10	0,80	9,24	1,00	2,1	19	6	20	55
	20-40cm	4,3	3,83	0,0	7	0,01	0,07	0,60	8,91	0,70	1,1	24	7	19	50

A avaliação da abertura do dossel avaliada para cada parcela mediante o processamento das fotografias hemisféricas varia de 6,70% a 32,16%, ou seja, desde dossel fechado a muito aberto (Figura 10).

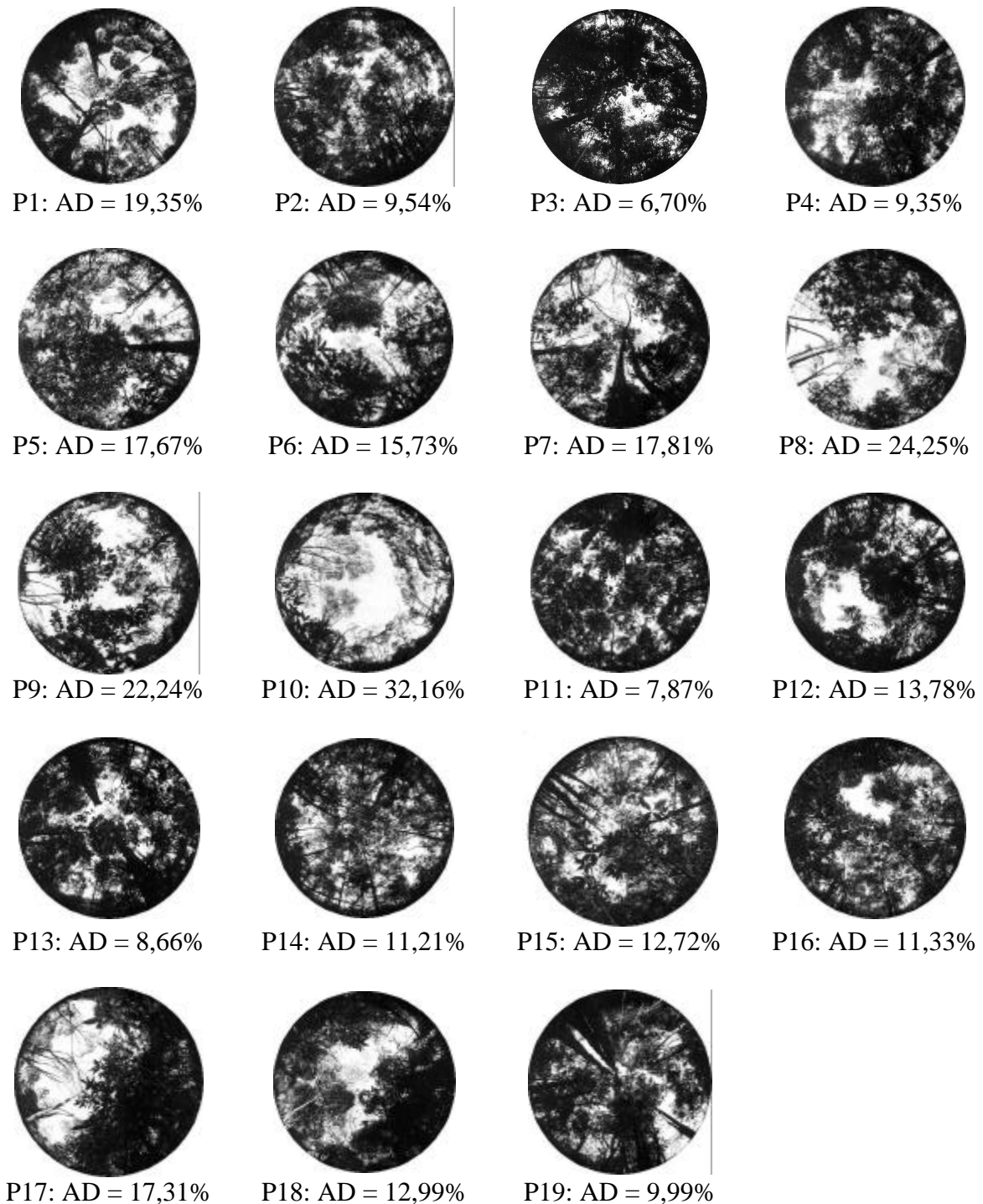


FIGURA 10: Fotografias hemisféricas e abertura de dossel para as parcelas do estudo da regeneração natural, em 2000, no Retiro-Branco, em poços de Caldas, MG. Onde: P = parcela; e AD = abertura do dossel..

Foi realizada a análise de correspondência canônica (CCA) utilizando como matriz ambiental as variáveis de solo (N, K, P, Ca, Mg, Areia, Silte, Argila e Matéria-Orgânica) e de abertura de dossel, com as matrizes de variáveis da vegetação utilizados parâmetros estruturais (densidade e dominância) e de dinâmica da regeneração natural (mortalidade, ingresso e crescimento), conforme abaixo:

Matriz de Vegetação - Densidade de Indivíduos ($N^{\circ}I$) \times Matriz Ambiental;

Matriz de Vegetação - Dominância de Indivíduos (AB/ha) \times Matriz Ambiental;

Matriz de Vegetação - Mortalidade ($N^{\circ}I$) \times Matriz Ambiental;

Matriz de Vegetação - Ingresso ($N^{\circ}I$) \times Matriz Ambiental;

Matriz de Vegetação - Crescimento (mm/ano) \times Matriz Ambiental.

Não foram observados gradientes ambientais para as análises realizadas entre as matrizes de vegetação e a matriz ambiental e as correlações obtidas não foram estatisticamente significativas a 5% de probabilidade pelo teste de permutação “Monte-Carlo”.

O tamanho reduzido da área (6,44ha), a uniformidade topográfica, o histórico de perturbação, as atividades de reconstrução topográfica, o preparo do solo e a revegetação, no Retiro-Branco fazem com que não haja diferenças de gradientes edáficos na área. SENRA (2000) e CAMPOS (2002), em estudos de fragmentos florestais na Zona da Mata Mineira, utilizando a CCA entre variáveis edáficas e de vegetação, também não encontraram significância entre os valores das variáveis de solo e parâmetros dos povoamentos, considerando que o reduzido tamanho dos fragmentos e as características locais, não definem diferentes gradientes edáficos.

O estudo realizado por NAPPO *et al* (2000 b) no primeiro inventário desta área, em 1997, quando foi realizada a CCA entre variáveis edáficas e os parâmetros da regeneração, os resultados encontrados foram significativos pelo teste de permutação “Monte-Carlo” a 5% de probabilidade, no entanto foi observado que as principais espécies em regeneração apresentavam comportamento próximo ao indiferente, uma vez que não houve formação de gradientes ambientais. A tendência de correlação observada entre as variáveis ambientais e os parâmetros de vegetação no presente inventário, são similares às encontradas por NAPPO *et al* (2000 b), sendo mantida a não formação de gradientes ambientais nítidos.

Os resultados obtidos reforçam a caracterização das principais espécies da regeneração natural no Retiro-Branco, como invasoras e cosmopolita, uma vez que foram observadas correlações entre variáveis ambientais e da vegetação para o presente momento de estudo.

Outras variáveis ambientais não analisadas, como fonte de propágulos, agentes dispersores de sementes, dentre outras, devem ser cuidadosamente consideradas para avaliar e compreender as causas que determinam a florística, estrutura e dinâmica de povoamentos florestais.

5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O monitoramento, mediante inventário florestal contínuo, com parcelas permanentes setorizadas, é uma ferramenta viável para avaliações da dinâmica da regeneração natural, rumo a compreensão dos caminhos da sucessão.

A regeneração natural no Retiro-Branco, em Poços de Caldas, MG, passa por um processo de estratificação, onde as espécies pioneiras e clímax são as principais componentes do estrato inferior e as secundárias as principais componentes do estrato superior.

O povoamento florestal do Retiro-Branco, está sobre intensa atividade de estruturação, caracterizando o estágio inicial do processo de sucessão. O declínio e morte do povoamento puro de *Mimosa escabrella*, está modificando a ordem do processo de sucessão na área, diversificando as condições de sítio e assim a habilidade de ocupação dos mesmos, regida pelos grupos ecológicos, sendo as espécies pioneiras as mais favorecidas.

As espécies secundárias, são as de maior dominância nas maiores classes de altura e de diâmetro. São as principais responsáveis pela edificação do estrato superior, em especial, a espécie *Miconia sellowiana*.

As espécies *Miconia sellowiana*, *Psychotria sessilis*, *Leandra melastomoides*, *Clethra scabra*, *Myrsine umbellata*, *Miconia pepericarpa*, *Tibouchina candolleana*, *Cordia superba*, *Cestrum amictum*, *Alchornea triplinervia*, *Casearia sylvestris*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrcia rostrata* e *Schinus terebinthifolius*, reafirmam o desempenho superior na colonização e estruturação da área de estudo, sendo indicadas como espécies para uso nos programas de reabilitação de áreas mineradas em condições semelhantes, sobre a estratégia sucessional.

O uso de prognose, em especial, por matriz de transição, é uma ferramenta de fácil implementação e que permite prever o caminho do processo de sucessão, sendo muito útil para o manejo de áreas sob processo de reabilitação.

A prognose realizada por grupos de espécies, amplia o entendimento dos mecanismos que regem o comportamento interno da sucessão, podendo ser realizada com maior refinamento dentro dos compartimentos da estrutura de povoamentos, até mesmo em nível de espécie.

As variáveis ambientais estudadas não apresentaram correlação estatisticamente significativa, a 5% de probabilidade, com as variações estruturais e de dinâmica da regeneração natural, para este momento de estudo.

O uso conjunto das ferramentas de dinâmica da composição florística, da estrutura vertical, horizontal e de distribuição diamétrica, correlacionadas com variáveis ambientais se mostrou eficiente para o entendimento do comportamento do processo de sucessão em nível de espécies e grupos ecológicos, sendo um caminho bastante promissor para o manejador florestal quanto a definição de seleção de espécies e estratégias de implantação de povoamentos para reabilitação de áreas degradadas.

O processo de sucessão natural no Retiro-Branco é a expressão de correlações entre fatores abióticos e bióticos, sendo ao mesmo tempo causa e efeito, das variáveis ambientais (luz, solo, umidade, temperatura, ventos, etc.) e biológicas (espécies vegetais, dispersores, fontes de propágulos, etc.), um retroalimentando o outro, sendo únicos no espaço e no tempo.

6 – BIBLIOGRAFIA

ALCOA ALUMÍNIO S.A. **Mineração**. Circular interna, sem data.

AUBERT, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Análise multivariada da estrutura fitossociológica do sub-bosque de plantios experimentais de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp. em Lavras (MG). **Revista Árvore**, v. 18, n. 3, p. 194-214, 1994.

ANDRAE, F.H. **Ecologia florestal**. Santa Maria-RS: Universidade Federal de Santa Maria/Centro de Ciências Rurais, 1978. 121 p.

AZEVEDO, C. P.; SOUZA, A. L.; JESUS, R. M. Um modelo de matriz de transição para prognose do crescimento de um povoamento natural remanescente não manejado de mata atlântica. **Revista Árvore**, v. 19, n. 2, p. 187-199, 1995.

BALDASSARI, I. B. **Flora de Poços de Caldas**: família Melastomataceae. Campinas-SP: UNICAMP, 1988. 265 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Campinas, 1988.

BARNAD, R. C. Linear regeneration sampling. **The Malay. For.**, v. 13, n. 3, p. 129-142, 1950.

BARROS, P. L. C. **Estudos fitossociológicos de uma floresta tropical úmida no planalto de Curuá-una, Amazônia Brasileira**. Curitiba -PR, UFPR, 1986. 147p. (Tese de Doutorado - Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, 1986.

BARROS, N. F. **Contribuição ao relacionamento de características pedológicas e topográficas com altura de *Eucalyptus alba*, na região de Santa Bárbara**. Viçosa-MG: UFV. 1974. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Viçosa, 1974.

BARTH, R. C. **Avaliação de áreas mineradas no Brasil**. Viçosa-MG: Sociedade de Investigações Florestais-SIF, 1989. 41 p. (Boletim Técnico, 1).

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology**: Individuals, populations and communities. 1996. 1068 p.

BENZA, J. C. **Métodos estadísticos para la investigación**. Lima, Peru, 1964. 527 p.

BOLDRINI, J. L.; COSTA, S. I. R.; RIBEIRO, V. L. S. F. F.; WETZER, H. G. **Álgebra linear**. São Paulo-SP: Harper & Row do Brasil, 1978. 805 p.

BRASIL. Ministério do Interior. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos recursos Naturais Renováveis (IBAMA). **Manual de Recuperação de Áreas Degradadas pela Mineração**: técnicas de revegetação. Brasília-DF, 1990. 96p.

BROKAW, N. V. L. Treefalls: Frequency, timing and consequences. In: LEIGH, E G.; RAND, A. S. & WINDSOR, D. M. (Eds.). **The ecology of a tropical forest: Seasonal rhythms and long-term changes.** Washington DC: Smithsonian Institution Press, 1982. p.101-108.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-42, 1965.

CALEGÁRIO, N.; SOUZA, A. L.; MARANGON, L. C.; SILVA, A. F. Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus* sp. **Revista Árvore**, v. 17, n. 1, p. 16-29, 1993.

CAMPELLO, E. F. C. **A influencia de leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio na sucessão vegetal em áreas degradadas na Amazônia.** Viçosa-MG: UFV, 1999. 121 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1999.

CAMPOS, É. P. **Florística e estrutura horizontal da vegetação arbórea de uma ravina em um fragmento florestal no município de Viçosa-MG.** Viçosa-MG: UFV, 2002. 61 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, 2002.

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

CARVALHO, J. O. P. **Inventário diagnóstico de regeneração natural de vegetação em área da floresta nacional do Tapajós.** Belém: EMBRAPA/CPATU, 1980. 20 p. (EMBRAPA/CPATU, Boletim de pesquisa, 2).

CARVALHO, J. O. P. **Subsídios para o manejo de florestas naturais na Amazônia Brasileira:** Resultados de pesquisa da EMBRAPA/IBDF - PNF. Belém-PA: EMBRAPA/CAPTU, 1987. 35 p. (EMBRAPA/CAPTU - Documentos, 43).

CLEMENTS, F. E. **Plant succession:** An analysis of the development of vegetation. Washington: Carnegie Institute, 1916. 516 p. (Publication, 242).

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

CROW, T. R. A rainforest chronicle: a 30-year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica**, v. 12, p. 42-55, 1980.

CURTIS, J. T.; McINTOSH, R. P. An upland forest continuum in the prairie-Forest border region of Wisconsin. **Ecology**, v. 32, p. 476-496, 1951.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47-55, 1980. (supplement).

- DENSLOW, J. S. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 18, p. 431-451, 1987.
- DENSLOW, J. S.; HARTSHORN, G. S. Tree-fall gap environments and forest dynamic processes. In: McDADE, L. A.; BAWA, K. S.; HESPENHEIDE, H. A.; HARTSHORN, G. S. (Eds.). **La Selva: Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. Chicago: University of Chicago Press, 1994. p. 121-127.
- DURIGAN, G. Abundância e diversidade da regeneração natural sob mata ciliar implantada. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS, 1990. p. 308-311.
- EYRE, S. R. **Vegetation and soils** - a world picture. London: Edward Arnold, 1984. 342 p.
- ENGEL, V. L. **Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de essências nativas, concentração de clorofila nas folhas e aspectos de anatomia**. Piracicaba-SP: ESALQ, 1989. 202 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1989.
- ERIGHT, N.; OGDEM, J. Applications of transition matrix models in forest dynamics: *Araucaria* in Papua, New Guinea e *Nothofagus* in New Zealand. **Australian Journal of Ecology**, v. 4, p. 3-23, 1979.
- FAO. **Silvicultura research in the Amazon**. Rome: 1971. 192 p. (Technical Report, FAO: SF/BRA 3, 4).
- FELFILI, J. M. **Structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil**. Oxford, U.K: University of Oxford, 1993. 180 p. Thesis (Ph.D.) - University of Oxford, 1993.
- FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 67-83, 1995A.
- FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, v. 117, p. 1-15, 1995B.
- FERREIRA, R. L. C. **Estrutura e dinâmica de uma floresta secundária de transição, Rio Vermelho e Serra Azul de Minas, MG**. Viçosa, MG: UFV, 1997. 208 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, 1997.
- FERREIRA, R. L. C.; SOUZA, A. L.; REGAZZI A. J. Dinâmica da estrutura de uma floresta secundária de transição. I – Estrutura Paramétrica. **Revista Árvore**, v. 22, n. 1, p.21-27, 1998a.
- FERREIRA, R. L. C.; SOUZA, A. L.; JESUS, R. M. Dinâmica da estrutura de uma floresta secundária de transição. II – Distribuição Diamétrica. **Revista Árvore**, v. 22, n. 3, p.331-344, 1998b.

FERREIRA, R. L. C.; SOUZA, A. L.; REGAZZI A. J. Dinâmica da estrutura de uma floresta secundária de transição. III – Estrutura Horizontal. **Revista Árvore**, v. 23, n. 2, p.157-168, 1999.

FERNANDES, H. A. C. **Dinâmica e distribuição de espécies arbóreas em uma floresta secundária no domínio da mata atlântica**. Viçosa, MG: UFV, 1998. 90 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, 1998.

FINEGAN, B. Forest succession. **Nature**, v. 312, p. 109-114, 1984.

FINOL, U. H. Métodos de regeneracion natural en algunos tipos de bosques venezolanos. **Revista Forestal Venezolana**, v. 19, n. 26, p. 17-44, 1976.

FINOL, U. H. La silvicultura en la Orinoquia venezolanos. **Revista Forestal Venezolana**, v. 18, n. 25, p. 37-144, 1975.

FINOL, U. H. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, v. 14, n. 21, p. 29-42, 1971.

FRANÇA, J. T. **Estudo da sucessão secundária em áreas contíguas a mineração de cassiterita na Floresta Nacional do Jamari - RO**. Piracicaba-SP: ESALQ, 1991. 169 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade de São Paulo, 1991.

GAMA, J. R. V. **Estudo da regeneração natural em floresta de várzea como base para o manejo florestal**. Lavras: UFLA, 2000. 114 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, 2000.

GATTO, L. C. S.; RAMOS, V. L. S.; NUNES, B. T. A.; MAMEDE, L.; GÊES, M. H. B.; ALVARENGA, S. M.; FRANCO, E. M. S.; QUIRICO, A. F.; NEVES, L. B. **Geomorfologia**, In: Projeto RADAMBRASIL, v.32, p. 351-352, 1983.

GENTRY, A. H.; TERBORGH, J. Composition and dynamics of the Cosha Cashu “mature” floodplain forest. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p. 542-564.

GLEASON, H. A. The individualistic concept of plant association. **Botanic Club**, v. 53, n. 1, p. 93-110, 1926.

GRIFFITH, J. J.; DIAS, L. E.; JUCKSCH, I. Recuperação de áreas mineradas no Brasil, usando vegetação nativa. **Saneamento Ambiental**, v. 37, p. 28-37, 1996.

GRIFFITH, J. J. **Recuperação conservacionista da superfície de áreas mineradas: Uma revisão de literatura**. Viçosa: Sociedade de Investigações Florestais/UFV, 1980. 106 p. (Boletim Técnico n. 79).

GUILHERME, F. A. G. **Efeitos do regime de inundação e de bambus na dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua no Sul de Minas Gerais.** Lavras-MG: UFLA, 1999. 73 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, 1999.

HAAG, H. P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais.** Campinas-SP: Fundação Cargil, 1985. 144p.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; JARDIM, F. C. S. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais. **Revista Silvicultura**, v. 28, n. 649-656, 1982.

HILLER, F. S.; LIEBERMAN, G. J. **Introduction to operations research.** 3.ed. San Francisco: Holden-Day, 1980. 829 p.

HOSOKAWA, R. T. **Manejo e economia de florestas.** Roma: FAO, 1986. 125 p.

HORN, H. S. The ecology of secondary succession. **Ann. Review Ecology System**, v. 5., p. 25-37, 1974.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.) **Plant Ecology.** Oxford: Blackwell Scientific Publications. 1986. p. 77-96.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. **Forest mensuration.** Malabar: Krieger, 1993. 402p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Geografia do Brasil - Região Sudeste.** Rio de Janeiro-RJ, 1977. 84 p.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL - INDI. **Sul de Minas - Informações básicas para investigadores.** Belo Horizonte-MG, 1977. p.79.

JANKAUSKIS, J. **Recuperação de florestas tropicais mecanicamente exploradas.** Belém: SUDAM, 1978. 58 p.

JOSE, S.; SREEPATHY, A.; MOHAN KUMAR, B. Structural, floristic and edaphic attributes of the grassland-shoal forests of Eravikulam in peninsular India. **Forest Ecology and Management**, v. 65, p. 279-91, 1994.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. E. A.; CARPANEZZI, A. A. Implantação de matas ciliares: estratégia para auxiliar a sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATAS CILIARES, 1., 1989, Campinas. **Anais...** Campinas-SP: Fundação Cargil. 1989. p. 130-143.

KENT, M.; BALLARD, J. Trends and problems in the application of classification and ordenation methods in plant ecology. **Vegetatio**, n. 78, p. 109-124, 1988.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis: a practical approach.** London: Belhaven Press, 1992. 263 p.

KIMMINS, J. P.; KRUMLIK, G. L. On the question of nutrients losses accompanying whole tree logging. In: BOWEN, G.D. **Nutrition of planting forests**. London: Academic, 1974. p.43-53.

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

KORNING, J.; BASLEV, H. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, p. 151-166, 1994b.

LAMPRECHT, H. Ensayo sobre la estructura florística de la parte sur-oriental del bosque universitario "El Caimital", Estado Barinas. **Revista Forestal Venezolana**, v. 7, n. 10/11, p. 77-119, 1964.

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

LIEBERMAN, D.; HARTSHORN, G. S.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R. Forest dynamics at La Selva Biological Station, 1969-1985. In: GENTRY, A. H. (Ed.) **Four neotropical rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p. 509-521.

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

LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G. S. Canopy closure and the distribution of tropical forest tree species at La Selva, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 161-178, 1995.

LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Htze, no Sul do Brasil**. Curitiba: UFPR. AS, 1980. 198 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1980.

LORENZO, J. S. **Regeneração natural de uma área minerada de bauxita em Poços de Caldas, Minas Gerais**. Viçosa-MG, UFV: 1991. 151 p. Tese (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1991.

MACEDO, A. C. **Revegetação: matas ciliares e de proteção ambiental**. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, Fundação Florestal, 1993. 27 p.

MACHADO FILHO, L.; RIBEIRO, M. W.; GONZALEZ, S.R.; SCHENINI, C. A.; NETO, A. S.; PALMEIRA, R. C. B.; PIRES, J. L.; TEIXEIRA, W.; CASTRO, H. E. F. **Geologia**. In: Projeto RADAMBRASIL - Levantamento dos recursos naturais, 1983. v.32, p 323-324.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University, 1988. 179 p.

- MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona, 1989. 951 p.
- MARTINEEZ-RAMOS, M.; ALVAREZ-BUYLLA, G.; SARUKHAN, J. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 555-558, 1989.
- MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Ed. Da UNICAMP, 1993. 246 p.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, n. 1, p. 51-62, 2002.
- MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington. The General Secretariat of the Organization of American States, 1982. 168 p.
- McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD for Windows: Multivariate Analysis of ecological data - version 3.12**. Oregon: MJM Software Design, Gleneden Beach, 1997.
- MEGURO, M. **Métodos em ecologia vegetal**. Universidade de São Paulo - Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia Geral, 1994. 118 p.
- NAPPO, M. E.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Suficiência amostral e análise do tamanho de parcelas para o estudo da regeneração natural do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, v. 23, n. 4, p. 443-453, 1999.
- NAPPO, M. E.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Regeneração natural em sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth, implantados em áreas mineradas, em Poços de Caldas, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 24, n. 3, p. 297-307, 2000a.
- NAPPO, M. E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MARTINS, S. V. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Ciência Florestal**, v. 10, n. 2, p. 17-29, 2000b.
- NYGREN, M.; KELLOMAKI, S. Effect of shading on leaf structure and photosynthesis in young birches, *Betula pendula* Roth. and *Betula pubescens* Ehrh. **Forest Ecology and Management**, v.7, p. 119-132, 1983/1984.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro-RJ, 1996. 434 p.
- OLDEMAN R. A. A. Dynamics in tropical rain forests. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BASLEV, H. (Eds.). **Tropical forests: Botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic Press, 1989. p. 3-21.
- OLIVEIRA, R. R.; SOUZA, B. I.; MARTIN, C. W.; TOFFOLI, D. G.; SODRÉ, D. O.; DELAMONICA, P. Evolução de estruturas de ciclagem em cinco estágios sucessionais na reserva biológica Praia do Sul, RJ. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 45., 1987, São Leopoldo. **Resumos...** São Leopoldo do Sul-RS, 1987, p. 291.

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

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VILILA, E. A.; CARVALHO, D. A.; GAVILANES, M. L. **Estudos Florísticos e fitossociológicos em remanescentes de matas ciliares do alto e médio Rio Grande**. Belo Horizonte-MG: 1995. 27 p.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; ALMEIDA, R. T. J.; MELLO, J. M.; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho de mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, reserva biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, n. 1, p. 67-85, 1994.

PARZEN, G. **Stochastic process**. San Francisco: Holden-Day, 1962. 324 p.

PIELOU, E. R. **An introduction to mathematical ecology**. New York: Wiley Interscience, 1969. 286 p.

PETIT, P. M. Resultados preliminares de unos estudios sobre la regeneración natural espontánea el Bosque "El Caimital". **Revista Forestal Venezolana**, v. 12, n. 18, p. 9-21, 1969.

PIRES, J. M.; PRANCE, G. T. The Amazon forest: A natural heritage to be preserved. In: PRANCE, G. T.; ELIAS, T. S. (Eds.). **Extinction is forever**. New York: New York Botanical Garden, 1977. p.158-194.

POOLE, R. W. **An introduction to quantitative ecology**. New York: McGraw-Hill, 1974. 532 p.

PUTZ, F. E.; MILTON, K. Tree mortality rates on Barro Colorado Island. In: LEIGH, E. G.; RAND, A. S.; WINDSOR, D. M. (Eds.). **The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes**. Washington DC: Smithsonian Institution Press, 1983. p. 95-100.

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

REZENDE, M. L. **Regeneração natural de espécies florestais em sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus grandis* e de Mata Secundária, no município de Viçosa, Zona da Mata-MG**. Viçosa-MG: UFV, 1995. 116 p. Tese (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1995.

RODRIGUES, R. R. **Análise de um remanescente de vegetação natural às margens do Rio Passa Cinco, Ipeúna, SP**. Campinas-SP: UNICAMP, 1992. 325p. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Estadual de Campinas, 1992.

- ROLLET, B. **La regeneración natural en bosque denso siempreverde de Llanura de la Guayana Venezolana.** Guayana Venezolana: Centro de Documentación y Publicaciones del IFLAIC, 1969. p. 39-73. (IFLAIC, 124).
- RONDON-NETO, R. M. **Estudo da regeneração natural e aspectos silviculturais de uma clareira de formação antrópica.** Lavras-MG: UFLA, 1999. 122 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, 1999.
- SENRA, L. C. **Composição florística e estrutura fitossociológica de um fragmento florestal da fazenda Rancho Fundo, na Zona da Mata – Viçosa, MG.** Viçosa-MG: UFV, 2000. 66 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, 2000.
- SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C. A. **Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia usada pela EMBRAPA/CPATU na Amazônia brasileira.** Belém: EMBRAPA/CPATU, 1984. 36 p. (EMBRAPA/CPATU - Documentos, 33).
- SILVA, J. N. M. **Eficiência de diversos tamanhos e formas de unidades de amostra aplicadas em inventário florestal na região do Baixo Tapajós.** Curitiba-PR, UFPR, 1980. 83 p. Tese (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, 1980.
- SILVA-JUNIOR, M. C. **Composição florística, estrutura e parâmetros fitossociológicos do cerrado e sua relação com o solo na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba, MG.** Viçosa-MG: UFV, 1984. 130 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, 1984.
- SILVA-JÚNIOR, M. C. Comunidades de árvores e sua relação com os solos na Mata do Pitoco, reserva ecológica do IBGE, Brasília – DF. **Revista Árvore**, v. 22 , n. 1, p. 29-40, 1998.
- SOARES, C. P. B.; SOUZA, A. L. **Predição da distribuição diamétrica de povoamentos florestais inequidanos pelo emprego da teoria da Cadeia de Markov.** Viçosa: DEF-UFV, 1999. 11 p. (Apostila do Curso de Pós-Graduação).
- SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.
- SWAINE, M. D. Population dynamics of tree species in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BASLEV, H. (Eds.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity.** London: Academic Press, 1989. p. 101-110.
- SWAINE, M. D. Rainfall and soil fertility as factors limiting forest species distributions in Ghana. **Journal of Ecology**, v.84, p.419-28, 1996.
- TER BRAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1167-1179, 1986.
- TER BRAK, C. J. F. The analysis of vegetation environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, v. 69, n. 1, p. 69-77, 1987.

- TER BRAK, C. J. F.; PRENTICE, I. C. A theory of gradient analysis. **Advances in Ecological Research**, v. 18, n. 2, p. 271-317, 1988.
- TILMAN, D. The resource-ratio hypothesis of plant succession. **The American Naturalist**, v. 125, n. 6, p. 827-852, 1985.
- UHL, C.; MURPHY, P. G. Composition, structure and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon Basin; Venezuela. **Tropical Ecology**, v. 22, p. 219-237, 1981.
- UHL, C.; CLARK, K.; DEZZEO, N.; MAQUIRINO. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, v. 69, p. 751-763, 1988.
- URURAHY, J. C.; COLLARES, J. E. R.; SANTOS, M. M.; BARRETO, R. A. A. **Vegetação – As regiões fitogeográficas, sua natureza e seus recursos econômicos**. Estudo fitogeográfico. In: Projeto RADAM BRASIL, 1983. v. 32, p. 588-589.
- VAN DEN BERG, E. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e análise das correlações entre variáveis ambientais e a distribuição das espécies de porte arbóreo-arbustivo**. Lavras-MG, 1995. 73p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, 1995.
- VAN Der MEER, P. J.; BONGERS, F. Patterns of tree-fall and branch-fall in a tropical rain forest in French Guiana. **Journal of Ecology**, v. 84, p. 19-29, 1996.
- VAN Der MAAREL, E. Vegetation dynamics and dynamic vegetation science. **Acta Botanica Neerlandica**, v. 45, n. 4, p. 421-442, 1996.
- VIDAL, E.; VIANA, V.; BATISTA, J. L. F. Efeitos da exploração predatória e planejada sobre a diversidade de espécies na Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, v. 22, n. 4, p.503-520, 1998.
- VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural de uma floresta secundária no domínio de mata atlântica: uma análise fitossociológica**. Viçosa-MG, 1994. 123 p. Tese (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1994.
- WALKER, H. **Ecology of tropical and subtropical vegetation**. 1971. 539 p.
- WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 399-411, 2000.
- WHATHEY, J.M., WHATLEY, F.R. **A luz e a vida das plantas**. São Paulo: EPU-EDUSP, 1982. 101p. (Temas de Biologia, 30).
- WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. Oxford: Oxford University Press, 1990. 226 p.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1983.

YONG, K. R. Natural history of an understory bamboo (*Chuquea* sp.) in a tropical timberline forest. **Biotropica**, v. 23, n. 4b, p. 542-554, 1991.

ZEDLER, P. H.; GOFF, F. G. Size-association analysis of forest successional trends in Wisconsin. **Ecology Monography**, v. 43, n. 1, p. 79-94, 1972.