

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

**DINÂMICA, COMPETIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO  
ESPACIAL EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA  
OMBRÓFILA MISTA**

**TESE DE DOUTORADO**

**Gerson dos Santos Lisboa**

**Santa Maria, RS, Brasil  
2014**



# **DINÂMICA, COMPETIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**

**Gerson dos Santos Lisboa**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Silvicultura, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Doutor em Engenharia Florestal**

**ORIENTADOR: Prof. Dr. Solon Jonas Longhi - UFSM**

**Coorientadores: Prof. Dr. Frederico Dimas Fleig - UFSM**

**Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho - UNICENTRO**

**Santa Maria, RS, Brasil  
2014**

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Lisboa, Gerson dos Santos  
DINÂMICA, COMPETIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL EM UM  
FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA / Gerson dos Santos  
Lisboa.-2014.  
224 p. ; 30cm

Orientador: Solon Jonas Longhi  
Coorientadores: Frederico Dimas Fleig, Afonso  
Figueiredo Filho  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-  
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2014

1. Dinâmica de Floresta Nativa 2. Incremento Periódico  
Anual 3. Distribuição Espacial 4. Análise Multivariada 5.  
Índice de Competição I. Longhi, Solon Jonas II. Fleig,  
Frederico Dimas III. Figueiredo Filho, Afonso IV. Título.

---

© 2014

Todos os direitos autorais reservados a Gerson dos Santos Lisboa. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

Endereço: Rua Doze, n. 2010, Bairro da Luz, Santa Maria, RS. CEP: 97110-680

Fone (0xx)55 32225678; Fax (0xx) 32251144; E-mail: [ufesme@ct.ufsm.br](mailto:ufesme@ct.ufsm.br)

---

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Ciências Rurais  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
Aprova a Tese de Doutorado

**DINÂMICA, COMPETIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL EM UM  
FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**

elaborada por:  
**Gerson dos Santos Lisboa**

Como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Doutor em Engenharia Florestal**

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

**Solon Jonas Longhi, Dr.**  
(Presidente/Orientador)

**Luciano Farinha Watzlawick, Dr. (UNICENTRO)**

**Sandro Vaccaro, Dr. (FCBG)**

**Ivanor Müller, Dr. (UFSM)**

**Elódio Sebem, Dr. (UFSM)**

**Santa Maria, 21 de fevereiro de 2014.**



## DEDICO COM CARINHO E GRATIDÃO

Aos meus avós paternos, Octávio Francisco Lisboa e Maria Karpinski Lisboa (*in memorian*), meus avós maternos Moisés Romualdo dos Santos e Maria Lipovieski dos Santos (*in memorian*), pessoas vencedoras, que mesmo enfrentando grandes dificuldades em suas vidas, nunca desistiram de lutar por seus ideais.

Aos meus pais Romeu Karpinski Lisboa e Zenaide dos Santos Lisboa.

Aos meus irmãos Gilmara dos Santos Lisboa e Jonatan dos Santos Lisboa.

Ao meu amor Camila Mariah Magri Pescador.





## AGRADECIMENTOS

A Deus, que permitiu a realização deste trabalho concedendo saúde, proteção e conforto nas horas de maior dificuldade.

Aos meus Pais Romeu Karpinski Lisboa e Zenaide dos Santos Lisboa pelo incentivo e encorajamento nessa longa jornada acadêmica.

A Camila Mariah Magri Pescador, pelo amor, paciência, compreensão e carinho em todos os momentos.

Ao Professor Dr. Solon Jonas Longhi (UFSM), pela orientação, incentivo e interesse na condução deste trabalho, repassando seus conhecimentos e experiências.

Ao Professor Dr. Frederico Dimas Fleig (UFSM), pelo auxílio e coorientação.

Ao Professor Dr. Afonso Figueiredo Filho (UNICENTRO), por disponibilizar o banco de dados para a realização deste trabalho e coorientação do mesmo.

Ao Professor Dr. Elódio Sebem (UFSM), pelo auxílio no *Software ArcGIS*.

Aos Professores Dr. Pedro Higuchi (UDESC) e Dr. Ulisses Silva da Cunha (UFAM), pelo auxílio deste trabalho.

Ao Técnico em Segurança do Trabalho Jonatan dos Santos Lisboa pela valiosa colaboração durante os trabalhos de campo.

Ao Engenheiro Florestal Ademar Chiquetto pela amizade e valiosa colaboração durante os trabalhos de campo, nunca faltando uma boa risada e conversa no final de mais uma jornada de trabalho.

Aos estudantes de Engenharia Florestal da UFSM Francisco de Souza Weber e Gustavo Martins Uberti pela valiosa colaboração e descontração nos momentos do cafezinho.

Ao Engenheiro Agrônomo Jorge Diefenthaler pela amizade e o cafezinho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa, possibilitando o desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da UFSM, que sempre estiveram dispostos em repassar seus conhecimentos e experiências, sendo peças chave no desenvolvimento de todos os trabalhos.

Ao Jair Pescador e Lucia Magri Pescador pelo apoio e incentivo.

Aos meus tios Marco Aurélio Romualdo dos Santos e Eva dos Santos Kluska.

Aos amigos Lucio de Paula Amaral, Régis Villanova Longhi, David Fagner de Souza e Lira, Rafael Cubas, Emanuel Arnoni Costa, Emanuel Araújo, Jean Pierre Cavalli, Gabriel Paes Marangon, Noé dos Santos Hofiço, Evandro Alcir Meyer, Leonardo Job Biali, Rafael Marian Callegaro, Pierre André Bellé, Thiago Floriani Stepka, Paulo Sérgio Pigato Schneider e ao professor Paulo Renato Schneider.



## **“Invictus”**

Out of the night that covers me,  
Black as the pit from pole to pole,  
I thank whatever gods may be  
For my unconquerable soul.

In the fell clutch of circumstance  
I have not winced nor cried aloud.  
Under the bludgeonings of chance  
My head is bloody, but unbowed.

Beyond this place of wrath and tears  
Looms but the Horror of the shade,  
And yet the menace of the years  
Finds and shall find me unafraid.

It matters not how strait the gate,  
How charged with punishment the scroll,  
I am the master of my fate,  
I am the captain of my soul.

*Autor: William E. Henley*



## RESUMO

Tese de Doutorado  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal  
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

### DINÂMICA, COMPETIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

A presente pesquisa analisa a dinâmica, competição e distribuição espacial de indivíduos em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, em um período de monitoramento de 2002 a 2011. A área de estudo localiza-se na Floresta Nacional de Irati, PR, entre os municípios de Irati, Fernandes Pinheiro, Teixeira Soares e Imbituva, região centro-sul do Paraná. A amostra foi dividida em 25 unidades amostrais (conglomerados) de 100 m x 100 m (1 ha), subdivididas em quatro subunidades de 50 m x 50 m (0,25 ha), e estas subdivididas em cinco faixas de controle de 10 m x 50 m, totalizando 20 faixas de 0,05 ha, onde cada indivíduo arbóreo foi numerado, identificado, mapeado, e medido o  $dap \geq 10$  cm. O incremento médio anual para as espécies *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Cedrela fissilis* Vell. e *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso foi de 0,18 cm ano<sup>-1</sup>, 0,22 cm ano<sup>-1</sup> e 0,24 cm ano<sup>-1</sup>, respectivamente. O incremento médio anual por classe diamétrica, apresentou na classe nove (centro de classe 95) 0,49 cm ano<sup>-1</sup>. Houve um decréscimo de 3,16% no número de indivíduos entre o período analisado. Foram utilizados quatro funções de densidade de probabilidade (Meyer Tipo I, II, Weibull 2 e 3 parâmetros) para ajustar a distribuição diamétrica para as espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa*. Na análise de agrupamento foi utilizado o método aglomerativo hierárquico e a similaridade entre as parcelas pelo método da distância euclidiana ao quadrado e após obtidos os grupos, foi realizado uma análise discriminante para obter funções discriminantes para classificá-los em gráficos de ordenação e testar a significância dos grupos. O teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov indicou que a Função de Densidade de Probabilidade Weibull 3p foi a única que seguiu a distribuição especificada (ao nível de probabilidade de 0,95 “ $\alpha=0,05$ ”). O índice de diversidade de *Shannon-Wiener* variou de 3,23 a 3,27 nats ind.<sup>-1</sup>, indicando que durante o período houve alterações na diversidade. Na análise de agrupamento, indicou a formação de três grupos florísticos, sendo que o grupo três foi o que apresentou os valores mais distantes de ligação entre os grupos. A distribuição espacial dos indivíduos (*Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa*) seguiu o padrão agregado. Para detectar em qual nível ocorre a separação do padrão espacial, utilizou-se a função *K* de *Ripley*, que tem como característica detectar o ponto máximo em que ocorre o padrão agregado e em seguida apresenta o padrão de completa aleatoriedade espacial. Na estimativa do diâmetro de copa utilizou-se o modelo polinomial do segundo grau, resultando na equação  $LNDC=0,944+0,04327*DAP+(-0,00024523)*DAP^2$ : apresentando  $R^2= 0,6582$ ,  $CV\%= 5,02$  e  $F= 163,68$ . O índice de saliência variou de 21 a 37 vezes, ou seja, diâmetro de copa maior que o dap. Os indivíduos localizados muito próximos da árvore objeto exerceram maior influência do que as árvores objeto mais distantes, porém, nesse método de amostragem todos os indivíduos contribuíram para a densidade pontual com suas dimensões e distância. Para um raio de copa de 8 m, os resultados indicaram que a densidade afetou o crescimento (incremento médio anual), indicando que em altas densidades o crescimento é menor e que em geral indivíduos de grande porte se encontram no dossel superior da floresta e se beneficiam da condição de luz direta na copa. A análise multivariada se mostrou adequada para distinguir grupos baseados em níveis de diversidade, sendo uma ferramenta interessante em estudos de manejo e ecologia. As três espécies (*Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa* e *Cedrela*) apresentaram variações no padrão de distribuição espacial em função da escala espacial, no número de indivíduos e nas classes de tamanho analisadas. Para a *Araucaria angustifolia* e a *Ocotea porosa* o padrão variou de aleatório a agregado, sugerindo que estas espécies apresentam elevada variação em suas abundâncias nas escalas analisadas. Para a *Cedrela fissilis* o padrão espacial foi aleatório, com tendência regular em pequena escala espacial. O índice de competição foi significativo na análise do incremento em diâmetro para o raio de copa de 8 m, ou seja, em locais com menor índice de competição, apresentou maior incremento em diâmetro. Para raios de copa de 4 e 6 m, o índice não foi significativo, ou seja, a maior competição entre indivíduos, não respondeu positivamente ao incremento.

**Palavras-chave:** Floresta com *Araucaria*. Fitossociologia. Manejo florestal.



## ABSTRACT

Tese de Doutorado  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal  
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

### DYNAMIC, COMPETITION AND SPATIAL DISTRIBUTION IN A FRAGMENT OF MIXED OMBROPHYLOUS FOREST

The present research analyses the dynamics, competition and spatial distribution of individuals in a fragment of mixed ombrophyllous forest, in a monitoring period between 2002 and 2011. The study area is located in National Forest of Irati - PR, between the cities of Irati, Fernandes Pinheiro, Teixeira Soares and Imbituva, mid-south region of the Paraná state. The sample was divided into 25 sample units (conglomerates) of 100 m X 100 m (1 ha), subdivided into four subunits of 50 m x 50 m (0,25 ha), and these subdivided in five control ranges of 10 m x 50 m, totaling 20 ranges of 0,05 ha, where each individual tree was numbered, identified, mapped and measured the dbh  $\geq 10$  cm. The average annual increase for the species *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Cedrela fissilis* Vell. and *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso was 0.18 cm yr<sup>-1</sup>, 0.22 cm yr<sup>-1</sup> and 0.24 cm yr<sup>-1</sup>, respectively. The average annual increment by diameter class, presented in class 9 (middle class 95) 0.49 cm yr<sup>-1</sup>. During the study period, there was a decrease of 3.16% in the number of individuals. Four probability density functions (Meyer Type I, II, Weibull 2 and 3 parameters) were used to adjust the diameter distribution for the species *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis*, *Ocotea porosa*. In the clustering analysis was used hierarchical agglomerative method and the similarity between the parcels by squared Euclidian distance method and after the groups obtained, it was performed a discriminant analysis aiming to obtain discriminant functions to classify them into graphs of ordination and to test the significance of the groups. The adhesion test of Kolmogorov-Smirnov stated that the Probability Density Function Weibull 3p was the one that followed the specified distribution (at the probability level of 0,95 " $\alpha = 0,05$ ). The diversity index of Shannon-Wiener ranged from 3.23 to 3.27 nats ind.<sup>-1</sup>, indicating that during the period there were changes in diversity. In grouping analysis indicated the formation of floristic groups, and the third group showed the more distant linking values between the groups. The spatial distribution of individuals (*Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* and *Ocotea porosa*) followed the standard aggregate. To detect level at which occurs separation of the spatial pattern, the Ripley's K function was used, which has the characteristic of detect the maximum point which occurs aggregate pattern, then present the complete spatial randomness standard. In estimating crown diameter used the mathematical model of the second degree, resulting in the equation: with  $R^2 = 0.6582$ ,  $CV\% = 5.02$  and  $F = 163.68$ . The salience index ranged from 21 to 37 times, in other words, crown diameter greater than the dbh. Individuals located very close to the object tree exert greater influence than more distant object trees, but this sampling method all individuals contribute to the punctual density with its size and distance. For a crown radius 8 m, the results indicate that the density affects growth (annual average increase), indicating that the growth at high density is lower, and in general large individuals are in the upper canopy forest and benefit the condition of direct light in the crown. Multivariate analysis was adequate to distinguish groups based on levels of diversity, an interesting tool for studying management and ecology. The three species (*Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa* and *Cedrela*) showed variations in spatial distribution depending on the spatial scale, the number of individuals and size classes considered. For *Araucaria angustifolia* and *Ocotea porosa* the pattern ranged from random to aggregated, suggesting that these species show high variation in their abundances on scales analysed. For *Cedrela fissilis* the spatial pattern was random, tends to regulate small spatial scale. The index of competition was significant in the analysis increment in diameter to the crown radius of 8 m, ie, in places with the lowest index of competition, showed greater diameter increment. For radius crown of 4 and 6 m, the index was not significant, ie, increased competition between individuals, not responded positively to the increment.

**Keywords:** Araucaria forest. Phytosociology. Forest management.





## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Regiões Fitogeográficas do Estado do Paraná.....	34
Figura 2 - Localização da FLONA na Microrregião de Irati, PR.....	65
Figura 3 - Mapa de localização da FLONA de Irati, PR, com a localização das parcelas de estudo.....	66
Figura 4 - Mapa de ocorrência de solos na FLONA de Irati, PR (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas Geográficas) .....	67
Figura 5 - Classes de solos em parcelas permanentes na Flona de Irati, PR.....	69
Figura 6 - Localização das unidades amostrais (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas UTM).....	71
Figura 7 - Subdivisão de uma unidade amostral e o sentido de caminamento na obtenção dos dados (SP1, 2, 3 e 4= subparcelas). .....	71
Figura 8 - Ponto de medição da circunferência a 1,30 m do nível do solo (CAP) em uma Araucaria. ....	74
Figura 9 - Visualização de um fuste reto “a”, levemente tortuoso “b” e fuste tortuoso “c”. ...	76
Figura 10 - Floresta Ombrófila Mista em Diferentes Estágios Arbóreos (Estrato I, II e III)...	77
Figura 11 - Classificação da posição da copa.....	77
Figura 12 - Classificação da forma da copa. ....	79
Figura 13 - Seleção de competidores com base na amostragem pontual de Bitterlich (densidade pontual de Spurr e índices com base na soma de uma função das dimensões ponderada pela distância), onde as distâncias máximas foram definidas em três classes de acordo com o diâmetro de copa das árvores objeto.....	97
Figura 14 - Curva espécie/ área, considerando indivíduos com DAP $\geq 10$ cm, em Floresta Ombrófila Mista. (Eixo das ordenadas “Y” número de indivíduos e eixo das abscissas “X” área em hectares). ....	102
Figura 15 - Agrupamento das parcelas amostradas utilizando a distância euclidiana ao quadrado e o método de ligação Ward. ....	111
Figura 16 - Ordenação das parcelas nos seus respectivos grupos florísticos. O quadro em negrito indica o centroide de cada grupo.....	114
Figura 17 - Agrupamentos formados por meio da Análise de Cluster (Cluster Analysis) utilizando dados de 2011. ....	115

Figura 18 - Distribuição de Frequência por classe de diâmetro nos períodos de 2002 e 2011. .....	126
Figura 19 - Número de indivíduos observado e estimado para todas as espécies utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada. ....	128
Figura 20 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie <i>Araucaria angustifolia</i> utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.....	129
Figura 21 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie <i>Ocotea porosa</i> utilizando a função Weibull 2P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada. ....	130
Figura 22 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie <i>Ocotea porosa</i> utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada. ....	130
Figura 23 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie <i>Cedrela fissilis</i> utilizando a função Weibull 2P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada. ....	131
Figura 24 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie <i>Cedrela fissilis</i> utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada. ....	131
Figura 25 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies Pioneiras utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.....	132
Figura 26 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies Secundárias Iniciais utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada. ....	133
Figura 27 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies Secundárias Tardias utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada. ....	134
Figura 28 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies Clímax utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada. ....	135
Figura 29 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento I utilizando a Função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada. ....	136
Figura 30 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento II utilizando a Função Meyer Tipo I (2011), onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.....	137
Figura 31 - Número de Indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento II utilizando a Função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência	

estimada.....	137
Figura 32 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento III utilizando a Função Meyer Tipo I, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.....	138
Figura 33 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento III utilizando a Função Weibull 3P (2002) , onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.....	139
Figura 34 - Distribuição espacial de todas as <i>Araucaria angustifolia</i> na área de estudo (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas UTM).....	156
Figura 35 - Distribuição espacial de todas as <i>Cedrela fissilis</i> na área de estudo (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas UTM).....	157
Figura 36 - Distribuição espacial de todas as <i>Ocotea porosa</i> na área de estudo (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas UTM).....	158
Figura 37 - Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos da espécie <i>Araucaria angustifolia</i> , utilizando a função <i>K</i> de <i>Ripley</i> univariada.....	160
Figura 38 - Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos mortos e ingressas da espécie <i>Araucaria angustifolia</i> , por meio da função <i>K</i> de <i>Ripley</i> univariada. ....	162
Figura 39 - Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos da espécie <i>Cedrela fissilis</i> , por meio da função <i>K</i> de <i>Ripley</i> univariada. ....	163
Figura 40 - Análise da distribuição espacial dos indivíduos mortos e ingressos da espécie <i>Cedrela fissilis</i> , utilizando a Função <i>K</i> de <i>Ripley</i> univariada.....	164
Figura 41 - Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos da espécie <i>Ocotea porosa</i> , utilizando a Função <i>K</i> de <i>Ripley</i> univariada.....	166
Figura 42 - Análise da distribuição espacial dos indivíduos mortos e ingressos da espécie <i>Ocotea porosa</i> , por meio da função <i>K</i> de <i>Ripley</i> univariada.....	167
Figura 43 - a) Distribuição dos dados com valores extremos; b) distribuição dos dados sem os valores extremos, DAP “X” (abscissa) e diâmetro de copa (DC) “Y” (ordenada). ....	168
Figura 44 - Número de indivíduos dentro do raio de 4 m, plotando cada árvore proporcional ao seu tamanho real, com área basal “densidade pontual de Spurr” de 31,0847 m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> . ....	170



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Número de espécies por família e respectivo anos de medição. ....	104
Tabela 2 - Distribuição das espécies e número de indivíduos por grupo ecológico.....	107
Tabela 3 - Estatística do teste de seleção de espécies (variáveis) discriminantes para a matriz de dados brutos. ....	112
Tabela 4 - Estatística do teste e seleção das funções discriminantes.....	113
Tabela 5 - Funções discriminantes lineares de Fisher obtidas para as variáveis selecionadas. ....	113
Tabela 6 - Centroides das funções discriminantes canônicas avaliados para os três grupos florísticos encontrados. ....	114
Tabela 7 - Número de casos e percentagens de classificações das parcelas nos três grupos florísticos determinados.....	114
Tabela 8 - Análise fitossociológica das 15 espécies com maior Valor de Importância pertencentes ao Grupo I. ....	116
Tabela 9 - Análise fitossociológica das 15 espécies com maior Valor de Importância pertencentes ao Grupo II.....	116
Tabela 10 - Análise fitossociológica das 15 espécies com maior Valor de Importância pertencentes ao Grupo III. ....	117
Tabela 11 - Incremento periódico anual (di cm ano <sup>-1</sup> ) por parcela correspondente. ....	120
Tabela 12 - Incremento periódico anual (di cm ano <sup>-1</sup> ) por classe de diâmetro correspondente ao período de 2002 a 2011.....	121
Tabela 13 - Taxa de ingresso e mortalidade por parcela durante o período de 2002 a 2011. ....	124
Tabela 14 - Taxa de mortalidade por classe de diâmetro durante o período de 2002 a 2011. ....	125
Tabela 15 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para todas as espécies. ....	127
Tabela 16 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para a <i>Araucaria angustifolia</i> . ....	128
Tabela 17 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para a <i>Ocotea porosa</i> . ....	129
Tabela 18 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para a <i>Cedrela fissilis</i> . ....	131

Tabela 19 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies Pioneiras. ....	132
Tabela 20 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies Secundárias Iniciais. ....	133
Tabela 21 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies Secundárias Tardias. ....	134
Tabela 22 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies Clímax. ....	135
Tabela 23 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies do Agrupamento I. ....	136
Tabela 24 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies do Agrupamento II. ....	137
Tabela 25 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies do Agrupamento III. ....	138
Tabela 26 - Estrutura Horizontal das espécies Pioneiras. ....	141
Tabela 27 - Estrutura Horizontal das espécies Secundárias Iniciais. ....	142
Tabela 28 - Estrutura Horizontal das espécies Secundárias Tardias. ....	144
Tabela 29 - Estrutura Horizontal das espécies Clímax. ....	146
Tabela 30 - Quantificação da diversidade do fragmento avaliado no período de 2002. ....	148
Tabela 31 - Quantificação da diversidade do fragmento avaliado no período de 2011. ....	149
Tabela 32 - Índice de Similaridade de <i>Jaccard</i> em 2002 e 2011. ....	153
Tabela 33 - Índice de Similaridade de <i>Sorensen</i> em 2002 e 2011. ....	154

## LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

AC	Área de copa
APG III	<i>Angiosperm Phylogeny Group</i>
$\beta_0$	Intercepto (Valor de Y quando X é zero).
$\beta_1$	Coefficiente angular ou de inclinação da reta (mede a variação em Y dada uma variação unitária em X)
$\beta_2$	Coefficiente angular ou de inclinação da reta (mede a variação em Y dada uma variação unitária em X)
CAP	Circunferência a Altura do Peito (1,3 m do nível do solo)
CAE	Completa Aleatoriedade Espacial
Cfb	Clima subtropical temperado sempre úmido com verões brandos
DAP	Diâmetro a Altura do Peito (1,3 m do nível do solo)
DBH	Diameter Breast Height (1,3 m of the level of the ground)
Dc	Diâmetro de Copa
$d_i$	Diâmetro
DP	Densidade Pontual
DSG	Diretoria de Serviço Cartográfico
ES	Espírito Santo
FOM	Floresta Ombrófila Mista
$g_i$	Área da seção transversal
$G_i$	Somatória das seções transversais ou área basal/ ha
GPS	Global Positioning System
$H'$	Índice de <i>Shannon-Wiener</i>
H	Altura
ha	Hectare
hc	Altura Comercial
ht	Altura Total
I	Índice de Moran
IAPAR	Instituto Agrônômico do Paraná
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis.
IBDF	Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
ITCG	Instituto de Terras, Cartografia e Geociências
$J$	Índice de Similaridade de <i>Jaccard</i>
FLONA	Floresta Nacional
MB	Megabyte
MHz	Mega-hertz
“N”	Número de espécies amostradas (“S”)
N	Norte
NE	Nordeste
PA	Pará
PAN	Panchromatic (pancromático)
pH	Potencial de Hidrogênio Iônico
PMD	Ponto de Medição
PPGEF	Programa de Pós - Graduação em Engenharia Florestal

PR	Paraná
QM	Quociente de Mistura de Jentsch
R <sup>2</sup>	Coeficiente de Determinação
RAM	Random Access Memory (Memória de Acesso Aleatório)
R <sup>2</sup> ajust	Coeficiente de Determinação Ajustado
RGB	Red, Green and Blue (Vermelho, Verde e Azul)
RS	Rio Grande do Sul
S'	Índice de Similaridade de <i>Sorensen</i>
“S”	Número Total de Indivíduos Amostrados (“N”)
S	Sul
SAD69	South American Datum of 1.969
SC	Santa Catarina
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SPRING	Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas
SPVS	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental
S <sub>yx</sub>	Erro Padrão da Estimativa
S <sub>yx</sub> rec	Erro Padrão da Estimativa Recalculado
S <sub>yx</sub> rec%	Erro Padrão da Estimativa Recalculado em Percentual
TIFF	Tagged Image File Format
USDA	United States Department of Agriculture
UFSM	Universidade Federal de Santa Maria
UNICENTRO	Universidade Estadual do Centro Oeste
UC	Unidade de Conservação
UTM	Universal Transverse Mercator
WGS84	World Geodetic System from 1.984
“X”	Abscissa, coordenada horizontal de um referencial plano de coordenadas cartesianas.
“Y”	Ordenada, coordenada vertical de um referencial plano de coordenadas cartesianas.



## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	27
1.1 Justificativa.....	30
OBJETIVOS.....	31
2.1 Objetivo Geral.....	31
2.2 Objetivos Específicos.....	31
REFERENCIAL TEÓRICO.....	33
3.1 Características da Floresta Ombrófila Mista.....	33
3.1.1 Solos de ocorrência das Florestas com Araucaria.....	35
3.1.2 Clima e Precipitação das Florestas com Araucaria.....	35
3.2 Amostragem.....	36
3.2.1 Amostragem aleatória.....	36
3.2.2 Amostragem sistemática.....	37
3.2.3 Amostragem mista.....	37
3.3 Fitossociologia.....	37
3.3.1 Composição Florística.....	38
3.3.2 Estrutura horizontal da floresta.....	39
3.3.3 Estrutura vertical da floresta.....	40
3.3.4 Estrutura diamétrica da floresta.....	42
3.4 Estágio Sucessional.....	44
3.5 Dinâmica da floresta.....	45
3.5.1 Crescimento das Árvores.....	45
3.5.2 Ingresso de indivíduos na classe inicial de diâmetro.....	46
3.5.3 Mortalidade.....	47
3.6 Estatística Multivariada.....	47
3.6.1 Análise de Agrupamento.....	49
3.6.2 Análise Discriminante.....	53
3.7 Análise do Padrão Espacial.....	54
3.7.1 Função $K$ univariada.....	56
3.7.2 Função $K$ de Ripley.....	58
3.8 Competição entre indivíduos.....	60
3.8.1 Medidas de Densidade da Floresta.....	61
3.8.2 Medidas da dominância da árvore.....	62
3.8.3 Índices de competição dependentes da distância.....	62
MATERIAL E MÉTODOS.....	65
4.1 Características da área de estudo.....	65
4.1.1 Localização.....	65
4.1.2 Clima da Região.....	66
4.1.3 Solos da Flona de Irati.....	67
4.1.4 Vegetação.....	69
4.2 Material e Equipamentos.....	69
4.3 Metodologia.....	70
4.3.1 Coleta de Dados.....	70
4.3.2 Amostragem da Vegetação.....	72
4.3.3 Composição Florística.....	73

4.3.4 Estágio Sucessional da Vegetação .....	74
4.3.5 Obtenção das Variáveis Dendrométricas .....	74
4.3.6 Classificação do Tipo de Fuste .....	75
4.3.7 Estrutura Vertical .....	76
4.3.8 Posição da Copa .....	77
4.3.9 Fitossanidade das Árvores .....	78
4.3.10 Vigor da Copa .....	78
4.4 Dinâmica da Floresta .....	79
4.4.1 Incremento Periódico em Diâmetro e Área Basal.....	79
4.4.2 Ingresso .....	81
4.4.3 Mortalidade .....	82
4.5 Estrutura Diamétrica .....	82
4.6 Dinâmica da Estrutura Fitossociológica da Floresta.....	85
4.6.1 Dinâmica da Estrutura Horizontal da Floresta.....	86
4.6.2 Diversidade florística .....	89
4.6.3 Similaridade Florística .....	91
4.6.4 Distribuição Espacial .....	92
4.7 Análise de Agrupamento.....	93
4.7.1 Análise discriminante.....	94
4.8 Distribuição Espacial .....	95
4.9 Quantificação da competição entre os indivíduos.....	96
4.10 Densidade ótima para o crescimento de <i>Araucaria angustifolia</i> .....	98
RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	101
5.1 Suficiência Amostral.....	101
5.2 Avaliações da Composição Florística .....	103
5.3 Estágio Sucessional da Vegetação .....	106
5.4 Análise de Variáveis qualitativas .....	110
5.5 Agrupamento florístico .....	110
5.5.1 Descrição e caracterização dos grupos.....	115
5.6 Dinâmica da Floresta .....	118
5.6.1 Incremento Periódico .....	118
5.6.2 Ingresso e Mortalidade.....	122
5.6.3 Estrutura Diamétrica .....	126
5.6.4 Coeficientes e Aderência das Funções.....	127
5.7 Dinâmica da Estrutura Fitossociológica da Floresta.....	140
5.7.1 Estrutura Horizontal da Floresta .....	140
5.7.2 Diversidade florística .....	148
5.7.3 Riqueza florística .....	150
5.7.4 Similaridade Florística .....	151
5.8 Distribuição Espacial das espécies.....	155
5.9 Função K de Ripley.....	158
5.10 Competição entre indivíduos .....	167
5.10.1 Estimativa do Diâmetro de Copa .....	167
5.10.2 Crescimento em função das dimensões das copas .....	168
5.10.3 Efeitos da Densidade de árvores vizinhas no Incremento.....	169
CONCLUSÕES .....	173
6.1 Composição Florística e Dinâmica .....	173
6.2 Análise de Agrupamento.....	174

6.3 Função <i>K</i> de <i>Ripley</i> .....	175
6.4 Efeitos da Densidade sobre o Crescimento .....	176
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	177
APÊNDICES .....	195
APÊNDICE A Composição florística da área amostrada na FLONA de Irati, PR, no período de 2002 a 2011.....	195
APÊNDICE B Número de Espécies encontradas por Gênero no período de 2002 à 2011....	199
APÊNDICE C Densidade de indivíduos em diferentes anos de medição e grupos ecológicos. ....	200
APÊNDICE D Função discriminante linear de Fisher.....	205
APÊNDICE E Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano <sup>-1</sup> ) por espécie correspondente ao período de 2002 a 2011. ....	208
APÊNDICE F Taxa de ingresso e mortalidade por espécie durante o período de 2002 à 2011. ....	212
APÊNDICE G Análise da distribuição espacial de todas as classes de diâmetro da espécie <i>Araucaria angustifolia</i> , utilizando a função <i>K</i> de <i>Ripley</i> univariada. ....	217
APÊNDICE H Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos das classes de DAP da espécie <i>Cedrela fissilis</i> , utilizando a Função <i>K</i> de <i>Ripley</i> univariada. ....	220
APÊNDICE I Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos das classes de DAP da espécie <i>Ocotea porosa</i> , utilizando a Função <i>K</i> de <i>Ripley</i> univariada.....	222



## INTRODUÇÃO

A cobertura florestal original no estado do Paraná era de 201.203 km<sup>2</sup> em 1890, sendo que destes, 73.780 km<sup>2</sup> eram de florestas com Araucaria. Em 1930 apresentava uma cobertura florestal de 64,12% da área territorial do Estado. Com o aumento das fronteiras agrícolas e uso da madeira para construção civil e moveleira, esta cobertura florestal, em 1937, decresceu para 58,65%. Na década de 50 do século passado houve um crescente aumento nas fronteiras agrícolas e na demanda por produtos derivados de madeira, o que reduziu a cobertura florestal para 39,67%. Em 1965 esta cobertura sofreu uma grande queda e reduziu para 23,92%. Em 1980 e 1990 esses valores chegaram a percentagens muito baixas, 11,90% e 5,20% respectivamente.

O bioma da Floresta com Araucaria ou Floresta Ombrófila Mista, originalmente distribuía-se em uma superfície de cerca de 200.000 km<sup>2</sup>, ocorrendo no Paraná (aproximadamente 40% de sua superfície), Santa Catarina (31%) e Rio Grande do Sul (25%) e em manchas esparsas no sul de São Paulo (3%), internando-se até o sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro (1%) (CARVALHO, 1994).

No Paraná a área original deste bioma, com cobertura vegetal autóctone estimada em 73.780 km<sup>2</sup>, sofreu forte redução ao final da década de 70, para apenas 3.166 km<sup>2</sup> ou 4,3%. Em 1980, a área de Floresta com Araucaria no Paraná foi reduzida para 2.696 km<sup>2</sup> (IBDF, 1984).

A Floresta Ombrófila Mista é popularmente conhecida como floresta com Araucaria (LEMOS-MICHEL, 2001). A denominação “Mista” refere-se à presença das gimnospermas *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze e *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl., consorciadas com angiospermas de gêneros primitivos, como *Drymis* (Winteraceae) e *Ocotea*, *Cryptocarya* e *Nectandra* (Lauraceae).

Encontra-se sob clima temperado chuvoso, úmido em todas as estações, mas com verão moderadamente quente (Cfb, no qual a temperatura do mês mais quente é inferior a 22° C). Por estar em regiões de baixas temperaturas no inverno, inclusive com a ocorrência de geadas, o clima impõe um ritmo sazonal aos seus eventos fenológicos (MANTOVANI, 2003).

As florestas com Araucaria estão, em maior parte, concentradas nas Unidades de Conservação. Em 1941 foi criado o Instituto Nacional do Pinho para atuar exclusivamente nas regiões Sul e Sudoeste do Brasil. Em 1942 foi criado o primeiro Parque Florestal denominado de Parque Nacional de Açungui, no estado do Paraná. Ainda em 1942, foi criado o Parque Nacional Manoel Enrique da Silva, atualmente denominado de Floresta Nacional de Irati.

A Floresta Nacional de Irati, Paraná, área objeto de estudo, foi criada pela portaria do IBDF n.º 559 de 25/10/1968, sendo uma área de posse de domínio público, provida de cobertura vegetal nativa do Bioma Floresta Ombrófila Mista. Possui uma área de 3.495,00 ha, sendo a maior concentração de floresta nativa e uma parte da área com plantios de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Pinus elliottii* Engelm., *Pinus taeda* L., entre outras espécies (FIGUEIREDO FILHO et al., 2006). Foi estabelecida com o intuito de promover o uso sustentável dos recursos florestais, de modo a instigar o desenvolvimento à pesquisa científica, sendo considerada uma Unidade de Conservação (UC).

No Brasil, as técnicas de manejo florestal têm evoluído em florestas nativas com *Araucaria*, sendo que, estas florestas historicamente foram exploradas de forma desordenada e com pouco ou nenhuma preocupação em deixar para as gerações futuras florestas que garantissem sua sustentabilidade.

Segundo Péllico Netto e Brena (1997) no Brasil existem as mais diversas condições florestais, variando-se desde a floresta tropical amazônica até as florestas temperadas com *Araucaria* no sul do país, constituindo-se assim preocupação constante aos órgãos planejadores, um virtual conhecimento da situação florestal em cada uma das regiões geográficas do país.

As regiões Sudeste e Sul do país têm hoje problemas de equilíbrio ecológico, *déficit* de matéria-prima para alguns setores industriais, principalmente da *Araucaria angustifolia*, cujas reservas estão se esgotando.

Considerando-se a grande importância que essas regiões têm para a população, o conhecimento dos seus recursos florestais é fundamental para a tomada de decisões pelos pequenos proprietários, por empresários, por industriais, pelos municípios, pelos Estados, pelas diversas regiões do país e finalmente pelo poder nacional.

Para Schneider e Finger (2000) as florestas devem ser estudadas para propiciar o conhecimento e a manutenção da biodiversidade, assim como para que se viabilize a exploração de seus produtos, bens e/ou serviços provenientes de forma planejada e racional, para garantir o fluxo contínuo desses recursos. Salientam ainda, que é preciso que, periodicamente, seja cortada apenas uma quantidade de madeira igual ao crescimento das árvores da floresta, proporcionando, assim, a perpetuação do estoque de madeira e da biodiversidade, o que requer longo prazo e a manutenção do equilíbrio do ecossistema, suporte básico de qualquer produção.

Para manejar racionalmente as florestas alteradas por ações antrópicas, Sanquetta (1996) afirma que é preciso conhecer e respeitar sua capacidade regenerativa. Tal capacidade está

intimamente relacionada com três processos demográficos: recrutamento, crescimento e mortalidade, os quais governam a sustentabilidade e a diversidade da floresta.

Para o conhecimento adequado de uma comunidade florestal, é essencial a identificação das espécies que ocorrem na área; da estrutura da população em termos das espécies dominantes, raras e endêmicas; e de seu tamanho, de sua área basal e de sua distribuição espacial (MUELLER-DUMBOIS; ELLENBERG, 1974).

O estudo das alterações em um fragmento florestal é realizado por meio de parcelas permanentes alocadas dentro da área de interesse, avaliando crescimento, danos produzidos por insetos ou pragas, ações antrópicas, mortalidade, ingresso e composição florística. Para Figueiredo Filho et al. (2010) as estimativas desses parâmetros são obtidas, principalmente, por meio de inventário florestal contínuo com parcelas permanentes monitoradas a médio e longo prazo. Assim, o estudo da dinâmica pode possibilitar o entendimento dos processos por meio dos quais ocorrem as mudanças, em níveis de espécies e para a floresta como um todo.

As unidades de amostra permanentes e observadas de forma contínua visam conhecer o comportamento das espécies florestais e seus processos dinâmicos de crescimento, mortalidade e recrutamento ao longo do tempo (SILVA; LOPES, 1984).

Para Schaaf et al. (2006) o monitoramento dessas parcelas pode ser considerado fatos recentes no Brasil, especialmente se comparados à velocidade com que os processos dinâmicos e a eliminação das florestas ocorrem.

Para Ferreira (1997), o ingresso, a mortalidade e o incremento em diâmetro são os “poucos parâmetros” que podem ser utilizados na “predição” do desenvolvimento de uma floresta nativa heterogênea.

A estrutura da floresta modifica-se no tempo e no espaço de forma drástica, produzindo numerosas combinações ambientais que favorecem diferencialmente as distintas populações disponíveis de plantas e animais (GÓMEZ-POMPA, 1971).

Segundo Husch et al. (2003), o conhecimento da estrutura da floresta é de grande importância para decisões acerca de métodos silviculturais a serem aplicados e estimar a produção dos diferentes produtos que se pode obter da floresta.

As florestas variam em fisionomia e composição florística, segundo a idade, o tipo de solo em que crescem e a natureza das intervenções que foram submetidas. Os processos dinâmicos, de variável intensidade, que ocorrem nessas florestas tendem a produzir mudanças na composição florística, na fisionomia e na estrutura, no decorrer dos anos (BUDOWSKI, 1966).

Longhi (1980) analisou A Estrutura de uma Floresta Natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, no Sul do Brasil. Rode (2008) realizou o estudo sobre Avaliação Florística e Estrutural de uma Floresta Ombrófila Mista e de uma Vegetação Arbórea Estabelecida sob um Povoamento de *Araucaria angustifolia* de 60 anos. Sawczuk (2009) estudou a Florística e Estrutura Horizontal no Período 2002-2008 de um Fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Estado Paraná. Longhi (2011) realizou estudo sobre Manejo Experimental de uma Floresta Ombrófila Mista Secundária no Rio Grande do Sul.

### **1.1 Justificativa**

A floresta com *Araucaria* encontra-se reduzida a menos de 3% de sua área original. Embora bastante reduzida, possui grande complexidade em sua composição, grande número de espécies com diferentes características silviculturais, ecológicas e tecnológicas. Devido às poucas informações sobre a dinâmica destas florestas, como elas crescem, como se distribuem espacialmente e quais são os fatores que afetam a formação de grupos ecológicos (habitats similares).

O conhecimento ainda incipiente sobre a Floresta Ombrófila Mista, associado à necessidade de conservação desta vegetação, requer informações ecológicas básicas passíveis de serem utilizadas em processos de restabelecimento desses ecossistemas.



## OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Investigar os mecanismos de transformação da floresta em um período de 9 anos (2002 a 2011) em fragmento de Floresta Ombrófila Mista, conservada nos últimos 70 anos.

### 2.2 Objetivos Específicos

Avaliar a composição florística e as mudanças ocorridas na estrutura da floresta;

Agrupar parcelas (estatística multivariada), utilizando técnicas de análise de agrupamento e discriminante, baseando-se no número de espécies para formar e discriminar grupos florísticos;

Investigar o padrão de distribuição espacial das espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* por meio da função K de Ripley;

Verificar a influência da densidade de indivíduos no incremento das Araucarias para estabelecer estratégias de manejo florestal.



## REFERENCIAL TEÓRICO

### 3.1 Características da Floresta Ombrófila Mista

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) é um ecossistema florestal típico da região sul do Brasil, tendo como principal característica a presença da *Araucaria*. Esta tipologia florestal também é conhecida empiricamente como Floresta com *Araucaria* e/ou Mata dos Pinheirais. O termo Floresta Ombrófila Mista foi inicialmente utilizado por Veloso e Góes Filho (1982) e adotado pelo IBGE (2012) na classificação fisionômico-ecológica da vegetação brasileira.

Para Maack (1968), poucas são as formações florestais brasileiras que têm sua fisionomia tão bem caracterizada pela presença de uma espécie vegetal como a Floresta Ombrófila Mista. Neste caso, é a *Araucaria angustifolia* que, em função de seus aspectos morfológicos (copa, folhagem, tronco, etc.) e da posição sociológica que ocupa, facilita grandemente a definição da área de ocorrência desta formação.

Segundo Roderjan et al. (2002), a FOM é uma unidade fitoecológica que contempla a coexistência de representantes das floras tropical (afro-brasileira) e temperada (austro-brasileira), com marcada relevância fisionômica de elementos Coniferales e Laurales, onde domina *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae), espécie gregária de alto valor econômico e paisagístico. Compreende as formações florestais típicas e exclusivas dos planaltos da região Sul do Brasil, com disjunções na região Sudeste e em países vizinhos (Paraguai e Argentina). Encontra-se predominantemente entre as altitudes de 700 e 1200 m, podendo eventualmente ocorrer acima desses limites.

A vegetação local é conhecida como “floresta com *Araucaria*”, que é um tipo de vegetação do Planalto Meridional, onde ocorria com maior frequência (IBGE, 2012). São identificadas quatro formações da Floresta Ombrófila Mista:

- a) Aluvial: em terraços antigos associados à rede hidrográfica;
- b) Submontana: constituindo disjunções em altitudes inferiores a 400 m;
- c) Montana: situada aproximadamente entre 400 e 1000 m de altitude e
- d) Alto-Montana: compreendendo as altitudes superiores a 1000 m.

Para Roderjan et al. (2002), na Floresta Ombrófila Mista Montana (600 a 1200 m de altitude), na qual enquadra-se a área de estudo, a *Araucaria angustifolia* forma um estrato dominante e contínuo acima de 30 metros de altura, podendo ocorrer indivíduos emergentes acima de 40 metros. Em estudos realizados por LONGHI (1980), estão associadas à *Araucaria* na sua formação típica, diversas espécies, entre elas: *Ilex dumosa* Reissek (Cauninha),

*Matayba elaeagnoides* Radlk. (Camboatá-branco), *Cinnamodendron dinisii* Schwacke (Pimenteira), *Nectandra grandiflora* Nees (Canela-amarela), *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso (Imbuia) e *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O. Berg (Guabiroba).

A *Araucaria angustifolia*, de acordo com Klein (1960), é a árvore mais alta da Floresta Ombrófila Mista, cujas copas umbeliformes, verde-escuras, formam uma cobertura arbórea muito característica, distinguindo-se facilmente à distância. Todo contingente florístico desta formação florestal compõe-se de espécies características das regiões vizinhas, tanto da Floresta Estacional quanto da Floresta Ombrófila Densa (Figura 1).

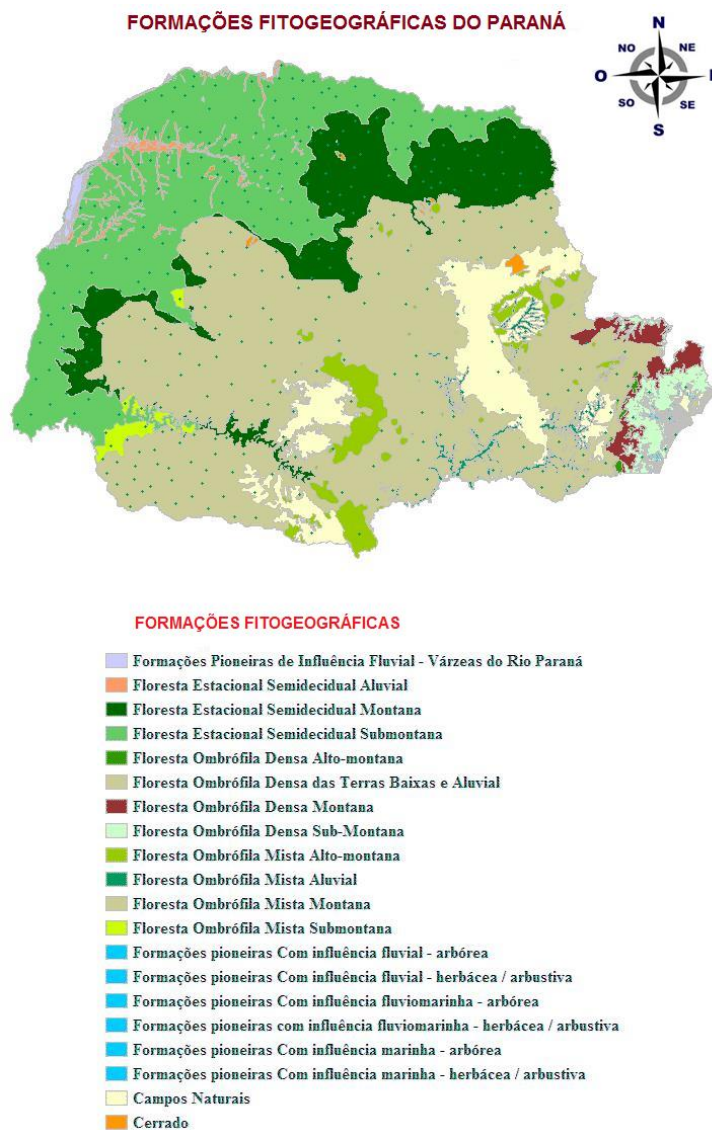


Figura 1 - Regiões Fitogeográficas do Estado do Paraná.  
(Fonte: ITCG, 2009).

### 3.1.1 Solos de ocorrência das Florestas com Araucaria

A *Araucaria angustifolia* ocorre em diferentes tipos de solos, mas de maneira geral os solos da região de ocorrência normal da espécie são, principalmente argilosos e sílticos (OLIVEIRA, 1948; CURSIO, 2006).

Para Hueck (1972), nas zonas de Araucaria formam-se um solo de mata, ricamente misturado com os componentes minerais, que se assemelha muito aos solos humosos de regiões temperadas. É uma espécie das encostas secas dos planaltos, apesar de também se estender por solos com lençol freático pouco profundo. Os valores de pH no horizonte colorido pelo húmus encontram-se entre 5,2 e 5,5 e nas camadas arenosas entre 5,1 e 5,9.

Carvalho e Romariz (1978), comentam que embora a espécie tenha preferência pelos solos sílico-argilosos, encontram-se Araucaria disseminadas pelos mais variados tipos de solo, desde os mais pobres, como os dos Campos Gerais do Paraná, até os mais escuros e férteis das regiões do sudoeste do Paraná e oeste de Santa Catarina.

### 3.1.2 Clima e Precipitação das Florestas com Araucaria

A Floresta com Araucaria ocorre em zonas de clima francamente mesotermal dentro do esquema tipo C, com precipitação média anual de 1.400 a 2.000 mm na Região Sul, com distribuição uniforme de chuvas e de 1.200 a 2.000 mm para a região Sudeste, com chuvas concentradas no verão (OLIVEIRA, 1948; GOLFARI, 1970). A temperatura média anual varia de 13,2° C (São Joaquim-SC) a 21,4° C (Cianorte, PR). Na sua área natural podem ocorrer os Tipos Climáticos: Clima tropical úmido, Clima subtropical úmido e Clima subtropical de altitude.

Na região sul as temperaturas são bem marcadas por uma estação quente e uma fria. O verão é quente, chegando a alcançar temperaturas de 40° C (NIMER, 1971).

Segundo Rogers (1953), em toda a área de distribuição da Araucaria, a média de precipitação anual é boa, ficando entre 1.250 mm e 2.450 mm em São Francisco de Paula, RS. A distribuição mensal das chuvas é bastante variável. Em Minas Gerais e São Paulo, a maior precipitação ocorre no verão, de outubro a março; o inverno e princípio da primavera são caracterizados por seca. À medida que caminha para o sul, em direção ao Rio Grande do Sul, a distribuição se altera: até Curitiba, na zona central de Santa Catarina, tem-se uma distribuição quase uniforme, enquanto no Rio Grande do Sul, a maior parte da distribuição pluviométrica é recebida durante os meses de inverno, aproximando-se de um clima de

inverno chuvoso.

Segundo Klein (1960), os maiores valores de precipitação se verificam na borda oriental das Serras do Mar e Geral, ao passo que as médias do planalto se pode estabelecer entre 1.500 e 1.750 mm anuais. No extremo oeste brasileiro, ou seja, na parte situada entre os Rios Uruguai e Iguaçu, há um aumento no valor das precipitações, alcançando valores superiores a 2.000 mm anuais e que se estendem até a Província de Misiones na República Argentina.

### **3.2 Amostragem**

A amostra pode ser definida como uma parte da população, constituída de indivíduos que apresentam características comuns que identificam a população a que pertencem.

É necessário garantir que a amostra seja representativa da população. Isso significa que, exceto pequenas discrepâncias inerentes à aleatoriedade presente no processo de amostragem, a amostra deve possuir as mesmas características básicas da população, no que se refere à variável a ser estimada (COSTA NETO, 1977).

Péllico Netto e Brena (1997) dizem que os processos de amostragem referem-se à abordagem da população, sobre um conjunto de unidades amostrais. Os inventários florestais assumem fundamental importância, uma vez que o sucesso das decisões depende do grau de confiabilidade e da quantidade de informações obtidas sobre estes recursos. Para conhecer as alterações ao longo do tempo em uma determinada área florestal, bem como seu comportamento, faz-se necessário a realização de inventários florestais contínuos (BRENA, 1979).

A intensidade e o tamanho da unidade amostral influenciam na investigação das variáveis de interesse. A amostragem deve ser suficientemente grande para representar adequadamente a variável contínua de interesse (dap, estrutura diamétrica,  $Gi\ m^2\ ha^{-1}$ , ht, hc e volume) ou mesmo a variável discreta (diversidade de espécies, ingresso, mortalidade). Alder e Synnott (1992) e Vanclay (1994) recomendam parcelas com tamanho de uma (01) hectare, para levantamentos estruturais e avaliações dos processos dinâmicos em florestas nativas.

#### **3.2.1 Amostragem aleatória**

Péllico Netto e Brena (1997) por amostragem aleatória entende-se àquela cujas unidades amostrais são sorteadas com um critério probabilístico aleatório. A amostragem

aleatória se divide por sua vez em dois grupos:

a) Aleatória Irrestrita ou Inteiramente Aleatória: a amostragem aleatória irrestrita implica que nenhuma restrição é imposta ao processo de seleção das unidades, ou seja, de uma listagem de todas as unidades potenciais ( $N$ ) em que a população seja dividida, procede-se ao sorteio das ( $n$ ) unidades da amostragem. Tal amostragem implica, portanto, existir uma listagem prévia das ( $N$ ) unidades da população.

b) Aleatória Restrita: na amostragem aleatória restrita sempre a unidade mínima da amostragem é dependente de uma prévia restrição imposta à população a ser amostrada. Esta restrição geralmente conduz a amostragem a uma estrutura de dois ou mais estágios de seleção das unidades. A restrição se caracteriza, exatamente pelos estágios hierárquicos do processo de seleção. Exemplos desta estrutura são a seleção da amostragem em dois estágios, seleção estratificada, etc.

### 3.2.2 Amostragem sistemática

Segundo Péllico Netto e Brena (1997), por amostragem sistemática entende-se a seleção de amostras onde o processo probabilístico caracteriza-se por:

a) seleção aleatória da primeira unidade amostral;

b) a partir da primeira, todas as demais unidades amostrais são automaticamente selecionadas e sistematicamente distribuídas na população. Esta condição se caracteriza pela regularidade, ou pela distribuição igualitária das unidades dentro da população a ser amostrada.

### 3.2.3 Amostragem mista

Por amostragem mista entende-se uma seleção amostral envolvendo sempre dois ou mais estágios, onde haja ou estejam presentes as seleções aleatórias e sistemáticas simultaneamente. Geralmente nesta estrutura amostral o primeiro estágio é aleatório (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997).

## 3.3 Fitossociologia

Levantamentos florísticos e fitossociológicos são extremamente importantes para o entendimento e conhecimento das florestas tropicais. A identidade das espécies e o

comportamento das mesmas em comunidades vegetais são o começo de todo processo para a compreensão desse ecossistema. Com o conhecimento de parâmetros básicos da vegetação, as técnicas de manejo surgem como uma forma de conservação e preservação da diversidade das espécies e, até mesmo de subsidiar a recuperação de fragmentos florestais, em processo de degradação (MARANGON et al., 2007).

Segundo Zin (2005) as condições de uma floresta têm sido convencionalmente interpretadas por sua composição, estrutura e função. A composição e estrutura irão influenciar, em algum momento, a função do ecossistema. A estrutura da floresta pode, por isso, ser pensada como um produto e direcionador de processos do ecossistema e biodiversidade.

### 3.3.1 Composição Florística

Em uma comunidade florestal ocorrem constantes alterações em sua estrutura, fisionomia e composição florística, que perduram até que a floresta atinja o estado clímax, quando as árvores acabam morrendo por causas naturais. A composição florística indica o conjunto de espécies que compõem a floresta. Nestes estudos, são relacionados às espécies ocorrentes, com suas respectivas variáveis dendrométricas (SCHNEIDER; FINGER, 2000).

Dois aspectos fundamentais em qualquer estudo de Diversidade abrangem dois conceitos: Riqueza e Uniformidade. Riqueza refere-se ao número de espécies presentes na flora em uma determinada área. Uniformidade refere-se ao grau de dominância de cada espécie na área (CIENITEC, 2006).

Segundo Lamprecht (1962) uma ideia de composição florística das florestas é dada pelo Quociente de Mistura, usado como um fator para medir a intensidade de mistura das espécies. É um fator de heterogeneidade florística.

Segundo Förster (1973) a caracterização da composição florística da vegetação através do Quociente de Mistura foi feita pela primeira vez por Jentsch, em 1911. Para calcular o Quociente de Mistura, basta dividir o número de espécies encontradas pelo total de árvores levantadas.

O Quociente de Mistura indica quantas árvores de cada espécie são encontradas em média em um fragmento, o que permite ter uma ideia empírica das condições da floresta. Indica quais as dificuldades que deverão ser enfrentadas para transformar agrupamentos florestais muito heterogêneos em florestas que permitem um manejo eficiente (FÖRSTER, 1973).



O Quociente de Mistura dá uma ideia da composição florística da floresta, pois indica, em média, o número de árvores de cada espécie que é encontrado na floresta. Assim, tem-se um fator para medir a intensidade de mistura das espécies e os possíveis problemas de manejo, dada as condições de variabilidade de espécies (LONGHI, 1980).

O Quociente de Mistura de Jentsch representado por “ $QM$ ”, consiste em dividir o número de espécies amostradas “ $S$ ” pelo divisor que será o número total de indivíduos amostrados, representado por “ $N$ ” (LONGHI, 1980).

### 3.3.2 Estrutura horizontal da floresta

Estrutura da floresta é uma medida de vários atributos da vegetação, como composição das espécies, número de árvores, densidade de árvores, sanidade de árvores, área foliar, biomassa e diversidade de espécies (NOWAK et al., 2007).

As estimativas dos parâmetros da estrutura horizontal incluem a frequência, densidade, dominância, e os valores de importância e cobertura de cada espécie amostrada (MUELLER-DOIMBOIS; ELLENBERG, 1974).

A estrutura da floresta em uma área é importante por manter o ambiente apropriado para uma determinada biodiversidade e por suportar outras funções do ecossistema, tais como: qualidade de água e fertilidade do solo (RITCHIE et al., 2000).

Para Schneider (2002), os objetivos da análise estrutural de florestas são:

- Obter conhecimento das espécies em uma determinada área para possibilitar a manutenção da diversidade florística, se intervenções com base em regime de manejo sustentado forem aplicadas no fragmento florestal;
- Compreender como as espécies florestais vivem em comunidade;
- Verificar a distribuição espacial de cada espécie na floresta;
- Auxiliar na definição de planos de revegetação de áreas degradadas com espécies nativas.

A análise da estrutura da floresta possibilita detectar o estágio em que a floresta encontra-se, assim como as alterações que estas sofreram durante um determinado período, de tal modo que possam ser observados os aspectos que envolvem as espécies quando consideradas isoladamente e as interações relativas aos indivíduos que compõem a comunidade florestal (SCOLFORO, 1993).

O estudo quantitativo da composição florística, estrutura, funcionamento, dinâmica, distribuição e relações ambientais das comunidades vegetais é ramo da Fitossociologia. As utilizações dos parâmetros fitossociológicos podem ser feitos de maneira parcial ou integral e

disto dependerá do objetivo do levantamento. Estes parâmetros fitossociológicos são compostos pela estrutura horizontal e estrutura vertical da floresta (GALVÃO, 1994).

A análise fitossociológica busca informações que tornem possível o reconhecimento e definição de comunidades vegetais no que se refere à origem, estrutura, classificação, dinâmica e relações com o meio (FELFILI; REZENDE, 2003).

Os métodos de análise estrutural da floresta são constituídos da composição florística, estrutura horizontal e vertical da floresta. Mais tarde outros parâmetros foram incluídos, como a estrutura dinâmica e espacial (SCHNEIDER, 2002).

### 3.3.3 Estrutura vertical da floresta

A análise da estrutura vertical de uma floresta dá uma ideia da importância da espécie considerando a sua participação nos estratos arbóreos que a floresta apresenta. Uma proposta recomendada por Finol (1971) é a divisão da estrutura vertical em estratos, de forma que as espécies que compõem o fragmento ficam mais corretamente situadas na ordem ecológica que lhes corresponde. Os estratos verticais presentes na floresta podem ser divididos em:

- a) Superior;
- b) Médio;
- c) Inferior e
- d) Arbustivo.

Para Lamprecht (1964) a estrutura sociológica ou expansão vertical das espécies informa sobre a composição florística dos distintos estratos da floresta no sentido vertical. A Posição Sociológica de uma árvore não é nenhuma função direta de sua altura, mas determinada pela expansão vertical em relação com seus vizinhos. Desta forma, a estratificação vertical da vegetação é de difícil distinção, devido à intensa mistura em direção vertical.

De acordo com Finol (1971) a presença de espécies nos diferentes estratos da floresta é de verdadeira importância fitossociológica, especialmente quando se trata de florestas muito irregulares e heterogêneas. Uma determinada espécie tem seu valor assegurado na estrutura e composição da floresta quando se encontra representada em todos os seus estratos arbóreos e, aquelas que se encontram somente no estrato superior, ou superior e médio, é muito duvidosa sua sobrevivência no desenvolvimento da floresta até seu clímax. Foge a esta regra, as espécies que por características próprias, não passam do estrato inferior da floresta, sendo pouco desenvolvidas e muito tolerantes a sombra e que provavelmente sempre serão parte de

sua composição.

Para o mesmo autor as espécies que apresentam uma Posição Sociológica regular, ou seja, maior número de indivíduos no estrato inferior e diminuição do número de indivíduos no estrato superior são as mais estáveis ecologicamente dentro de uma comunidade vegetal. A determinação das espécies que apresentam Posição Sociológica regular devem apresentar no estrato inferior um número de indivíduos maior ou pelo menos igual nos estratos médio e superior.

A estrutura vertical ainda que importante para a compreensão da estrutura de uma floresta, a diferenciação segura de estratos em uma comunidade florestal, é um desafio. Não há um método reconhecido para determinar o número de estratos que compõem o dossel da floresta, e que tentativas de estratificação em florestas tropicais, tem sido baseadas na divisão arbitrária das árvores em classes de altura. Usualmente, separa-se o dossel em estratos: arbustivo, inferior, médio e superior, sendo uma divisão subjetiva dos estratos pela observação do pesquisador.

Segundo Lamprecht (1964) a posição sociológica de uma árvore não é nenhuma função direta da altura total, mas sim determinada pela expansão vertical em relação a seus vizinhos. Desta forma, a estratificação vertical da vegetação, a definição dos diversos pisos de copas que podem existir é difícil de distinguir, devido à intensa mistura em direção vertical. Distinguem como estrato superior as árvores cujas copas formam o dossel mais alto da floresta; estrato médio aquele em que as copas das árvores encontram-se abaixo do dossel mais alto, na metade superior do espaço ocupado pela vegetação; estrato inferior inclui as árvores cujas copas se encontram na metade inferior do espaço ocupado pela floresta e ainda o sub-bosque com arbusto e pequenas árvores abaixo do estrato inferior.

Conforme Pizzato (1999) a floresta com *Araucaria* apresenta estrutura vertical composta por três estratos verticais arbóreos e um herbáceo-arbustivo. Árvores emergentes e esparsas sobrepõem o dossel, consistindo-se basicamente de *Araucaria*.

Embora a *Araucaria angustifolia* apresente predominância no estrato superior da floresta, os estratos médio e inferior possuem grande diversidade de espécies que se regeneram nesse ambiente. Esses estratos são importantes centros de dispersão de um grande número de espécies, principalmente, das pertencentes às famílias Myrtaceae e Lauraceae, (RAMBO, 1951) e (KLEIN, 1984).

Lisboa (2009) em estudos fotointerpretativos da cobertura de *Araucaria* na Flona de Irati, encontrou uma cobertura do dossel superior de 21,32; 25,6 e 24,5% em áreas de 246; 121 e 46 ha respectivamente.

### 3.3.4 Estrutura diamétrica da floresta

A análise da distribuição diamétrica dos indivíduos em classes de tamanho é uma ferramenta útil para a compreensão das flutuações e avaliação da estabilidade das populações ou comunidades (MARTINS, 2009).

Com intuito de fornecer uma ideia da dinâmica das populações mais frequentes, a elaboração do histograma de frequência por classe de diâmetro é um bom indicador (MARTINS, 1991).

Conhecer a distribuição diamétrica é uma ferramenta fundamental ao manejador florestal, principalmente em florestas nativas em que a idade é uma variável de difícil obtenção.

Segundo Finol (1969) a distribuição diamétrica dá uma ideia precisa de como estão representadas na floresta as diferentes espécies, em classes de tamanho. Finol (1964), diz que a distribuição diamétrica que garante a sobrevivência de uma espécie, bem como seu aproveitamento racional segundo as normas de rendimento sustentado, é sem dúvida a distribuição diamétrica regular. Isto significa que as categorias inferiores devem incluir maior número de indivíduos para substituir os que foram explorados ou os que sofreram redução natural no decorrer do tempo, passando de uma classe inferior para uma superior.

Segundo Machado et al. (1997) diversos são os modelos matemáticos apropriados para descrever distribuição de frequência por unidade de área em relação às classes sucessivas de diâmetro, sendo que os mais conhecidos envolvem o uso de funções de densidade de probabilidade.

As funções de densidade de probabilidade (fdp) mais difundidas na área florestal são: Gama, Beta, Normal, Exponencial, Weibull,  $S_B$  de Johnson. Existem diferentes métodos para estimar os parâmetros das funções de densidade de probabilidade, tais como o método dos Momentos, Regressão, Máxima Verossimilhança e Percentis, além de outros estimadores que têm sido desenvolvidos por inúmeros pesquisadores.

Canalez et al. (2006) afirmaram que a forma de distribuição “exponencial negativa” para uma determinada espécie define que esta mantém a regeneração dentro de um fluxo contínuo, ou seja, um grande número de árvores nas classes inferiores é o reflexo do elevado recrutamento no período. Por outro lado, distribuições diamétricas com poucos elementos nas classes menores indicam descontinuidade de regeneração.

De Liocourt (1898) foi o precursor nos estudos de distribuições diamétricas em florestas mistas, ao afirmar que a distribuição neste tipo de formação florestal se comportava

em forma de “J-invertido”. Esse mesmo autor afirmou que, para evitar o desequilíbrio da estrutura diamétrica, seria necessário estabelecer diretrizes no manejo da floresta, tentando conduzi-la para uma “distribuição balanceada”, para se chegar a um nível de produção sustentada (LOETSCH et al., 1973).

Meyer (1952) seguindo esta linha de estudo, introduziu o conceito de “floresta balanceada” ou “distribuição diamétrica balanceada”, termo utilizado para descrever o crescimento corrente que poderia ser removido periodicamente, sem alterar a estrutura e o estoque inicial, garantindo assim um rendimento sustentável. Meyer et al. (1961), afirmaram que a distribuição diamétrica em formações florestais pode ser muitas vezes descontínua, não seguindo realmente a forma “J-invertido” e muito menos ser balanceada. Entretanto, do ponto de vista ecológico, a distribuição diamétrica deveria ser balanceada e o estoque em crescimento deveria conservar a biodiversidade das florestas mistas.

As distribuições diamétricas se mantêm praticamente inalteradas em florestas primárias e naquelas manejadas de maneira adequada. Isto acontece principalmente pelo equilíbrio entre crescimento e mortalidade (MEYER, 1952).

A distribuição diamétrica que garante a sobrevivência de uma espécie florestal, bem como seu aproveitamento racional em regime de rendimento sustentado, é sem dúvida a “distribuição diamétrica regular”, cuja premissa é de que as classes inferiores devem manter um número maior de indivíduos, a fim de compensar a redução por exploração ou morte natural no processo de transição de mudança de classes. As espécies que apresentam distribuição diamétrica não regular estarão em desvantagem na disputa pela sobrevivência até o estado clímax (FINOL, 1964).

Após a seleção de uma amostra, procura-se comprovar a hipótese de que a mesma possa ter sido extraída de uma população, a qual tem uma distribuição especificada. O tipo de teste usualmente empregado para o caso de uma amostra é um teste de aderência que pode ser o Binomial, o Qui-quadrado ou o de Kolmogorov-Smirnov, estando sua escolha condicionada a fatores como: nível de mensuração utilizado; número de categorias em sua mensuração; tamanho da amostra; poder do teste estatístico (COSTA NETO, 1977).

O teste para uma amostra foi introduzido por Kolmogorov em 1933. Em 1939, Smirnov introduziu o procedimento do teste para dados de duas amostras. É um teste de aderência, que determina se os valores da amostra podem ser considerados como provenientes de uma população com uma distribuição teórica conhecida.

Procura-se especificar a distribuição de frequência acumulada teórica e compará-la com a distribuição de frequência acumulada observada. Determina-se o ponto na qual as duas

distribuições, teórica e observada, apresentam maior diferença e se essa diferença é significativa ou pode ser atribuída ao acaso.

A vantagem é que este teste pode ser aplicado, sem restrição, para pequenas amostras ( $n_i$ 's pequenas) e, na maioria dos casos, é mais poderoso que o teste do qui-quadrado (COSTA NETO, 1977).

### 3.4 Estágio Sucessional

Sucessão ecológica é como um fenômeno que envolve gradativas variações na composição específica e na estrutura da comunidade, iniciando-se o processo em áreas que, mediante ações perturbatórias ou não, se apresentam disponíveis à colonização de plantas e animais, prosseguindo até determinado período onde tais mudanças se tornam bastante lentas, sendo a comunidade resultante designada como clímax (HORN, 1974).

Quando a sucessão não é interrompida por forças externas, é bastante direcional e previsível; envolvendo modificação do ambiente físico pelos fatores bióticos, no sentido de aumentar a complexidade estrutural e atingir um grau máximo de biomassa e de função simbiótica entre organismos por unidade de fluxo energético disponível (ODUM, 1988).

Segundo Gómez-Pompa e Wiechers (1976) o conceito ecológico de sucessão, que é uma das características universais de todo o ecossistema é a troca contínua a que está submetido.

A sequência inteira de comunidades que se substituem uma às outras em uma determinada área chama-se sere; as comunidades relativamente transitórias são chamadas de estágios serais (ou subseres); o sistema estabilizado terminal e auto-perpetuante é denominado de clímax. Quando o processo de formação de uma comunidade se dá sobre um substrato parcialmente desocupado, é denominado de sucessão primária, enquanto que aquele que começa em um local anteriormente ocupado por uma comunidade é denominado sucessão secundária (ODUM, 1988).

Para Longhi et al. (2005) a sucessão florestal sempre inicia com a etapa pioneira e culmina com o clímax da floresta. A classificação proposta por Gandolfi et al. (1995) apresenta apenas três grupos: pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. Esses autores evitam a denominação de espécie clímax, em primeiro lugar para evitar a discussão sobre esse conceito e, em segundo, por reconhecerem que muitas espécies típicas de sub-bosque ocorrem tanto nos estádios mais maduros, como em outras etapas do processo sucessional. Com isso, optaram por adotar apenas três categorias sucessionais (GANDOLFI,

et al., 2007).

As espécies pioneiras são aquelas que precisam exposição a pleno sol para se desenvolver e reproduzir. Já as secundárias iniciais e tardias são aquelas mais tolerantes ao sombreamento ao comparar com as pioneiras, contudo esta tolerância não chega a possibilitar que estes grupos de espécies se desenvolvam sob o dossel da floresta. As espécies de estratégia clímax são aquelas que se desenvolvem sob o dossel da floresta madura, porém não completam o seu ciclo nestas condições (BUDOWSKI, 1965).

De acordo com Rodrigues (1989, 1995) a classificação sucessional de espécies florestais tem sido um ponto muito polêmico em estudos de florestas tropicais, pois pouco se conhece da autoecologia das espécies, que forneceria os dados necessários para sua classificação mais adequada. Essa classificação das espécies auxiliaria na compreensão da dinâmica florestal e na adoção de práticas adequadas de manejo e recuperação de florestas.

### **3.5 Dinâmica da floresta**

#### **3.5.1 Crescimento das Árvores**

O crescimento é o aumento das dimensões das árvores, podendo ser em diâmetro, área basal, altura, volume, biomassa (SCOLFORO, 1994). Consequentemente indica as alterações ocorridas na composição e estrutura da floresta. O estudo do crescimento permite entender os “processos de mudanças da estrutura da floresta” (para uma espécie ou conjunto de espécies).

O crescimento é o incremento gradual de um organismo vivo, população ou objeto em um determinado período de tempo. É o crescimento ocorrido até uma determinada idade e representa o rendimento a essa idade (PRODAN et al., 1997). O desenvolvimento de métodos de predição de crescimento tem sido papel preponderante para os pesquisadores florestais. Pode-se medir o crescimento ocorrido em um determinado período de tempo com exatidão através de parcelas permanentes.

Para Prodan et al. (1997) o crescimento das árvores está influenciado por suas características genéticas e suas inter-relações com o meio ambiente, fatores climáticos, topográficos, o que em suma representa a concepção do estudo e qualidade do sítio. Além destes fatores, a competição é um fator muito importante na avaliação do crescimento nas dimensões das árvores.

O crescimento em diâmetro se refere ao aumento do diâmetro de uma árvore em um determinado período de tempo. Este crescimento é também denominado de crescimento

secundário. Em geral, a árvore cresce primeiro em altura e depois em diâmetro. Este crescimento é influenciado principalmente pelo espaço vital que a planta tem para se desenvolver.

O crescimento em área basal é avaliado em função da medição do diâmetro. É importante tomar em conta que um crescimento constante por ano da área basal significa que o crescimento diamétrico reduz (ENCINAS et al., 2005).

O incremento é sinônimo de crescimento, são as mudanças nos atributos da árvore “diâmetro, altura, volume, biomassa, área basal”, dentro de um período estabelecido (DAVIS; JOHNSON, 1987).

De acordo com Vanclay (1994) e Prodan et al. (1997) entende-se por crescimento o “aumento nas dimensões” de um ou mais indivíduos na floresta em um determinado período de tempo.

### 3.5.2 Ingresso de indivíduos na classe inicial de diâmetro

Os ingressos ou recrutamento são considerados como sendo o número de árvores que atingiram ou ultrapassaram o diâmetro mínimo pré-estabelecido (5, 10 ou 30 cm), em cada medição, a partir da segunda medição.

Scolforo et al. (1998) consideram como ingresso todas as árvores que no segundo período de medição atingiram as dimensões mínimas pré-estabelecidas.

Vanclay (1994) diferencia os termos de regeneração e recrutamento, sendo que regeneração é a renovação de florestas por meios naturais ou artificiais (semeadura, plantio), enquanto que o recrutamento refere-se aos indivíduos que alcançaram um tamanho especificado (em diâmetro ou em altura).

Segundo Colpini et al. (2010) esse valor deve ser dividido pelo número de anos do intervalo entre as medições para obter o número de ingressos por hectare por ano. A partir desse valor deve ser calculada a percentagem anual de ingressos, pela relação entre o número de novos indivíduos em cada medição e o número de árvores presentes na medição anterior. O recrutamento mantém a floresta com novas árvores, podendo ou não compensar as árvores que morreram durante o período avaliado (CHAGAS, 2000).

Ingresso é o processo pela qual as árvores "aparecem" nas classes diamétricas mensuráveis por crescerem acima do diâmetro mínimo considerado. O ingresso está diretamente ligado à regeneração, mas não são sinônimos, pois a regeneração é o processo, pelo qual, novas árvores são adicionadas à população através da germinação das sementes. Os



mesmos autores citam que adicionalmente ao fato da palavra regeneração definir um processo, pode-se também usá-la para se referir às árvores com diâmetro menor que o limite de medição (ALDER; SYNNOTT, 1992).

A ocorrência de clareiras na floresta é um fator importante na manutenção da heterogeneidade destes ambientes. Estudos sobre distúrbios naturais nas florestas indicam que as clareiras são um fenômeno frequente e que sua ocorrência resulta nos aparentes mosaicos vegetais de diversas idades. Quando a clareira é de pequeno tamanho, o ingresso não é abundante porque, normalmente, espécies de crescimento lento e tolerante à sombra ocupam a clareira. Inversamente, as perturbações pesadas tais como aquelas causadas pela exploração, geralmente, resultam em germinação e crescimento de grande número de espécies pioneiras de rápido crescimento, que logo crescem até o tamanho mínimo de medição (MENDONÇA, 2003).

### 3.5.3 Mortalidade

No processo natural das florestas as árvores morrem continuamente, abrindo espaço para que novos indivíduos surjam. Este processo natural pode ser demonstrado quando se analisa a distribuição diamétrica formando uma curva exponencial negativa, que mostra que apenas uma pequena fração da regeneração (0-10 cm de DAP) sobreviverá até atingir dimensões comerciais. Em parcelas permanentes, a mortalidade é quantificada através do cômputo das árvores que morreram (ALDER; SYNNOTT, 1992).

A mortalidade pode ser classificada em duas categorias: regular e irregular. A mortalidade regular é causada principalmente devido à competição, à supressão e ao próprio envelhecimento da árvore. A mortalidade irregular, que é menos frequente, é provocada por fenômenos adversos como a incidência de pragas, doenças, fogo, vento, enchente, temperatura, seca e outras causas de ocorrência irregular, ou seja, a mortalidade regular é previsível e a irregular não (PULZ, 1998).

## 3.6 Estatística Multivariada

As técnicas da análise estatística multivariada possibilitam avaliar um conjunto de características, levando em consideração as correlações existentes, o que permite que interferências sobre o conjunto de características sejam feitas em um nível de significância conhecido (TRUGILHO, 1995).

O conhecimento das técnicas multivariadas e das suas possibilidades de aplicação em análises de vegetação é de fundamental importância para o desenvolvimento dessa área do conhecimento, na medida em que o pesquisador pode explorar e interpretar de forma objetiva os resultados dos seus estudos, e a partir destes, testar ou formular hipóteses de trabalho (MATTEUCCI; COLMA, 1982; KENT; COKER, 1992; McGARIGAL et al., 2000; PALMER, 1993, 2005).

A estatística multivariada consiste em um conjunto de métodos estatísticos utilizados em situações nas quais inúmeras variáveis são medidas simultaneamente, em cada elemento amostral. Em geral, as variáveis são correlacionadas entre si e quanto maior o número de variáveis, mais complexa se torna a análise por métodos comuns de estatística univariada. Os usos de métodos multivariados têm sido aplicados em diferentes áreas, como: psicologia, ciências sociais, biologia, educação, geologia, química, física, engenharia, ergonomia etc. A aplicação destas técnicas em grande escala somente é possível graças ao avanço da tecnologia computacional e ao grande número de *Softwares* estatísticos com módulos de análise multivariada (MINGOTI, 2005).

O seu emprego na Engenharia Florestal vem aumentando muito nos últimos anos, abrangendo principalmente a genética, o melhoramento, a ecologia e o manejo florestal. A análise de agrupamento tem sido um dos métodos estatísticos de análise multivariada mais empregada no setor florestal (TRUGILHO et al., 2003).

A estatística multivariada se divide em dois grupos: um primeiro, constituído pelas técnicas exploratórias de sintetização (ou simplificação) da estrutura de variabilidade dos dados, e um segundo, constituído pelas técnicas de inferência estatística. Fazem parte do primeiro grupo, métodos como a análise de componentes principais, análise fatorial, análise de correlações canônicas, análise de agrupamento, análise discriminante e análise de correspondência. Esses métodos têm um apelo prático muito interessante, pois, em geral, independem do conhecimento da forma matemática da distribuição de probabilidades geradora dos parâmetros. No segundo grupo, encontram-se os métodos de estimação de parâmetros, testes de hipóteses, análise de variância, de covariância e de regressão (MINGOTI, 2005).

McGarigal et al. (2000) apresenta as principais vantagens do uso de análises multivariadas em estudos de ecologia:

- 1) Retratam melhor o caráter multidimensional e a natureza multivariada dos sistemas ecológicos naturais;
- 2) Constituem uma forma de lidar com vastos conjuntos de dados com grande número de

variáveis, resumindo a redundância;

3) Permitem combinar as variáveis de maneira otimizada;

4) Solucionam diversos problemas de erros de comparações múltiplas;

5) Possibilitam comparações *a posteriori* capazes de explorar a significância estatística de várias possíveis explicações na relação entre as variáveis dependentes e independentes;

6) Fornecem meios de detectar e quantificar padrões multivariados reais, que surgem da correlação do conjunto de variáveis;

7) Permitem a exploração de conjuntos de dados complexos para detectar padrões e relações através dos quais hipóteses podem ser geradas e subsequentemente testadas experimentalmente.

### 3.6.1 Análise de Agrupamento

A análise de agrupamento (*Cluster Analysis*) é um método de classificação numérica, com o objetivo de definir grupos com diferentes graus de similaridade. Agrupar é reconhecer que os objetos são suficientemente similares para serem colocados em um mesmo grupo (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Serve também para identificar distinções ou separação entre grupos. Nesse conjunto de métodos multivariados nenhuma suposição quanto ao número de grupos é feita *a priori*, e os agrupamentos são feitos com base em coeficientes de distância e similaridade entre as amostras (KENT; COKER, 1992). Em estudos de vegetação podem ser utilizados dados de presença e ausência das espécies, porcentagem de cobertura, abundância ou parâmetros de produção como área basal, volume e carbono (KENT; BALLARD, 1998).

A análise de agrupamento ou análise de *cluster* tem como objetivo criar agrupamentos de objetos com características semelhantes com base em suas similaridades ou dissimilaridades. Já a análise discriminante pode indicar os objetos com maior poder de discriminação dos grupos em que eles se encontram, e ainda classificar novos objetos dentro dos grupos formados. Portanto, utilizadas em conjunto, estas duas técnicas, tornaram-se nas últimas décadas, importantes para o estudo da vegetação, para classificar e discriminar espécies de diferentes sucessões e fitofisionomias, estratificar a altura e volume de florestas ineqüiâneas, ou diferenciar grupos ecológicos (RODE, 2008).

Segundo Lattin et al. (2011) o objetivo mais comum da análise de agrupamento é tratar de heterogeneidade nos dados. O resultado esperado é um pequeno número de grupos, cada um consistindo em um número de objetos relativamente homogêneos com uma variação dentre grupos consideravelmente menor do que o total de variação no conjunto completo de

dados. Utiliza-se também a análise de agrupamentos para determinar se os dados apresentam subconjuntos homogêneos de observações que ocorrem naturalmente.

A análise de agrupamento constitui uma metodologia numérica multivariada, com o objetivo de propor uma estrutura classificatória, ou de reconhecimento da existência de grupos, objetivando, mais especificamente, dividir o conjunto de observações em um número de grupos homogêneos, segundo algum critério de homogeneidade (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

Para escolher o método de agrupamento e interpretar corretamente a estrutura ecológica que está sendo analisada, é importante entender as propriedades do coeficiente de similaridade ou de distância a ser usado, tendo em vista que tais coeficientes são bastante diversificados (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Os coeficientes são enquadrados em três grandes grupos, sendo:

- 1- Coeficientes que utilizam dados qualitativos, também denominados dados binários, baseados na presença ou ausência da variável nas unidades amostrais;
- 2- Coeficientes que utilizam dados quantitativos, como densidade e os coeficientes baseados em distância, que também se aplicam a dados qualitativos;
- 3- Coeficientes mistos que utilizam dados qualitativos e quantitativos simultaneamente.

Os principais coeficientes utilizados em estudos de comunidades tropicais são os de *Jaccard* e *Sorensen* para dados qualitativos, de *Morisita* para dados quantitativos e os coeficientes baseados na Distância Euclidiana para dados qualitativos e quantitativos (KENT; COKER, 1992).

A análise de agrupamento engloba uma variedade de técnicas e algoritmos, sendo que o objetivo é encontrar e separar objetos em grupos similares. Em alguns estudos, torna-se necessário conhecer algumas características de determinado grupo, de um conjunto de elementos amostrais, principalmente quando é resultante de uma ou mais variáveis. Quando se obtém mensuração de diferentes naturezas, pode-se observar se há similaridades no conjunto de dados.

A análise de agrupamentos estuda todo um conjunto de relações interdependentes. Ela não faz distinção entre variáveis dependentes e independentes, isto é, variáveis do tipo causa e efeito, como na regressão (VICINI; SOUZA, 2005).

Souza (1989) em estudos realizados na Reserva Florestal de Linhares ao norte do estado do Espírito Santo, explorou as possibilidades e as potencialidades de utilização das técnicas de análise estatística multivariada (Análise de Agrupamento e Análise Discriminante) em estudos de manejo de florestas. Utilizando parcelas de área fixa de 0,20 ha e pelo método

de Prodan (seis árvores), o autor realizou agrupamentos, para as variáveis (número de árvores, área basal por hectare, média aritmética dos diâmetros, volume comercial, altura comercial média, e a altura total média).

A definição das matrizes de dados feita na análise de agrupamento, com base nas medições das  $p$  variáveis  $X (X_1, X_2, \dots, X_p)$ , deve ser elaborada para a realização da análise discriminante, visando atingir os seguintes objetivos (SOUZA, 1989):

- a) Testar a integridade dos  $g$  agrupamentos feitos com base nas séries de variáveis originais, ao nível de significância alfa de 0,01;
- b) Selecionar entre as  $p$  variáveis, aquelas com poder real de discriminação;
- c) Determinar o número de funções discriminantes necessário para descrever a série completa de pontos definidos pelos  $g$  agrupamentos;
- d) Construir regras de alocação para identificar posteriores indivíduos como pertencentes a um dos  $g$  agrupamentos;
- e) Estimar as probabilidades de classificação corretas;
- f) Verificar a validade das classificações prévias;
- g) Elaborar os mapas territoriais dos agrupamentos e extrair informações sobre os relacionamentos variáveis agrupados.

Segundo Vicini e Souza (2005) para realizar a Análise de Agrupamento, deve-se formular o problema de aglomeração, definir as variáveis sobre as quais se baseará o agrupamento. Logo após, faz-se a coleta dos dados, que serão reunidos em uma tabela com  $m$  colunas (variáveis) e  $n$  linhas (objetos). Antes de escolher a medida de distância para a análise dos dados, é necessário verificar se os mesmos se encontram com a mesma unidade de medida. Caso contrário, deve-se fazer a padronização dos mesmos. Assim, escolhe-se uma medida adequada de distância que deverá determinar semelhanças ou diferenças, dos objetos que estão sendo agrupados. Dentre vários processos de aglomeração, o pesquisador deve escolher aquele que é mais apropriado ao problema estudado.

O resultado da Análise de Agrupamento é expresso em um diagrama em forma de árvore (dendrograma). A elaboração de um dendrograma depende da escolha do método de agrupamento, para conduzir a interpretação correta da estrutura ecológica que está sendo analisada. Os métodos de agrupamento podem ser divididos em hierárquicos e não hierárquicos, lembrando que esses métodos devem ser usados nos casos em que o objetivo é obter representação direta do relacionamento entre objetos em vez de um resumo de hierarquia (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

Esses autores comentam sobre os principais métodos de agrupamento onde destacam

os métodos de *Ligação Simples*, *Ligação Completa*, *Agrupamento por médias não ponderadas*, *Agrupamento por médias ponderadas*, *Mínima variância* (Método Ward).

O método de Ligação Simples, também denominado de vizinho mais próximo, tem como principal característica não exigir que o número de agrupamentos seja fixado *a priori*. Os grupos são formados pela fusão do vizinho mais próximo, que contém menor distância ou maior similaridade. Inicialmente, o agrupamento é feito juntando-se dois grupos com menor distância ou maior similaridade.

O método de Ligação Completa, também conhecido como método do vizinho mais distante, ao contrário da ligação simples, em cada estágio a distância ou similaridade entre grupos é determinada pela maior distância (menor similaridade) entre os dois elementos, um de cada grupo. Assim a ligação completa assegura que todos os elementos no grupo apresentem distância máxima (menor similaridade) entre si. Essa técnica é mais rigorosa, sendo assim, é mais precisa. É uma das técnicas de maior emprego nas análises de agrupamentos.

O método de agrupamento por médias não ponderadas calcula a média das similaridades ou distâncias entre um objeto e cada membro do grupo, no caso de um grupo previamente formado, entre todos os membros do grupo. Todos os objetos recebem o mesmo peso, e a matriz de similaridade é atualizada e reduzida a cada passo de agrupamento. Os grupos são formados por aglomeração, assim como no método de ligação simples. Também é uma das técnicas mais utilizadas em Ecologia.

O método de agrupamento por médias ponderadas complementa à medida que nos estudos ecológicos, os grupos de objetos, representando as diferentes regiões de uma área, tendem a ser de tamanhos desiguais. Eliminar objetos para equalizar as ligações significaria destacar uma informação valiosa. No entanto, a presença de grande grupo de objetos, que são mais semelhantes *a priori* devido a sua origem comum, pode distorcer os resultados quando ocorre fusão com um grupo menor de objetos. Os agrupamentos por médias ponderadas eliminam esse problema dando pesos iguais aos dois ramos do dendrograma em fusão, isto é, diminuindo o peso dos grupos maiores.

O método da Mínima Variância (*Ward*) atua exclusivamente com uma função de Distância Euclidiana e usa a soma de quadrados dentro dos agrupamentos como um critério de agrupamento hierárquico, politético e aglomerativo. A classificação é conduzida em fusões sucessivas, de maneira que a soma dos quadrados dentro dos agrupamentos é minimizada e, conseqüentemente, maximiza as diferenças entre os agrupamentos (FELFILI et al., 2011).

A Distância Euclidiana é o comprimento de uma linha reta traçada entre dois pontos,

em um sistema de coordenadas cartesianas. O cálculo é realizado com base no teorema de Pitágoras sobre a hipotenusa do triângulo retângulo. Um valor baixo significa que a similaridade florística entre as amostras é maior. O valor zero (0,0) significa similaridade completa, não existindo limite superior para essa distância (FELFILI et al., 2007).

### 3.6.2 Análise Discriminante

Segundo Anderson (1971) se medidas são realizadas em amostras aleatórias pertencentes a diversas categorias ou grupos, então cada grupo será visualizado como um conjunto de pontos num espaço multidimensional. A análise discriminante reduz o número de medidas realizadas para um número menor de parâmetros que são funções discriminantes linearmente dependentes das medidas originais. Desta forma, os grupos (conjuntos de pontos) poderão ser visualizados num espaço multidimensional menor que o anterior e, os coeficientes das funções discriminantes indicarão a contribuição relativa das medidas originais, para cada função discriminante, que segundo Rao, citado por Batista (1990) é aproximadamente um teste de significância de separação dos grupos.

Souza (1989) observa que a análise discriminante e a classificação têm como objetivos descrever algebricamente e, ou graficamente, num espaço reduzido, as características diferenciais dos objetos de vários agrupamentos conhecidos; e ordenar os objetos dentro de classes pré-definidas, dando ênfase à regra de alocação ótima de novos objetos aos agrupamentos.

Para Marriott (1974) a análise discriminante consiste em investigar como e quando é possível fazer distinções entre os membros de  $g$  agrupamentos, com base nas observações feitas sobre eles. As observações consistem de  $p$  variáveis aleatórias  $X_i$ , medidas em  $n$  indivíduos que foram reunidos em  $g$  agrupamentos. Tem como objetivo testar diferenças estatísticas significantes a um dado nível de probabilidade, entre  $g$  agrupamento; determinar o número de funções discriminantes; construir regras de alocação para identificar um indivíduo como membro de um dos  $g$  agrupamentos; e estimar as probabilidades de classificações corretas.

Asensio (1989) divide os objetivos da Análise Discriminante em dois grandes grupos: Os *descritivos*, que persistem, quando se deseja uma representação do conjunto das observações que permita verificar a existência da presença de grupos bem diferenciados e, quando pretende-se encontrar a variável ou o conjunto de variáveis que melhor discriminam os grupos preestabelecidos de observações; e os *decisionais*, quando se trata de reclassificar certas observações do conjunto inicial e, quando deseja-se classificar novas observações em

um dos grupos.

Segundo Rao e Mitra (1973), Lachenbruch (1979) e Mardia et al. (1979) pode-se, através da análise discriminante, testar a suficiência de uma série de variáveis discriminantes. A suficiência é testada pela *análise discriminante stepwise*, de grande utilidade, principalmente, quando há mais variáveis do que seriam necessárias para se obter uma classificação satisfatória.

Para Johnson e Wichern (1999) a técnica multivariada conhecida como Análise Discriminante e classificação trata dos problemas relacionados em *separar* conjuntos distintos de objetos (observações) e em *alocar* novos objetos (observações) em grupos previamente definidos.

### **3.7 Análise do Padrão Espacial**

O padrão espacial das árvores é uma questão chave para estudos de crescimento e ecologia de espécies florestais. O nível de organização espacial das árvores no ambiente depende de diversos processos ecológicos e características próprias de cada ambiente, de modo que a melhor compreensão deste quadro fornece importantes subsídios para o conhecimento sobre formações florestais (CAPRETZ, 2004).

Conhecer o padrão espacial de espécies florestais é de fundamental importância para entender como estas utilizam os recursos disponíveis, de forma que estes recursos são importantes e suas funções no sucesso do estabelecimento e reprodução (CONDIT et al., 2000).

Especialmente em florestas tropicais, a questão espacial adquire caráter ainda mais relevante, uma vez que a alta diversidade nestes Biomas possui estreita relação com as densidades populacionais, ou seja, estreita relação entre seus indivíduos (JOHN et al., 2002).

A descrição do padrão espacial da comunidade vegetal como um todo, incluindo todas as árvores e espécies, pode fornecer evidências sobre o impacto do meio abiótico sobre a floresta. Fatores limitantes acentuados ou barreiras geográficas, afetam toda a comunidade vegetal. O estudo do padrão espacial e da autoecologia de espécies pode refinar o conhecimento sobre o funcionamento de uma formação florestal, especialmente sobre os processos ecológicos mais influentes (CAPRETZ, 2004).

Estudos sobre ecologia florestal tem tido como alicerces a fitodemografia, composição e estrutura da comunidade vegetal, genética, fenologia e o padrão espacial (REES et al., 2001).



Em uma determinada área geográfica, as plantas ou animais estão distribuídas aproximadamente em um dos três tipos de padrão espacial: uniforme, aleatório ou agregado. Estes padrões podem ser analisados em termos de qualquer medida adequada, como densidade, abundância, cobertura, produção ou frequência (CRESSIE, 1993; KREBS, 1999; DIGGLE, 2003).

O padrão espacial de indivíduos pode ocorrer em diversas escalas simultaneamente para depois relacionar os padrões observados aos possíveis processos geradores na natureza (FORTIN; DALE, 2005). Geralmente é detectado somente uma escala que corresponde ao tamanho da unidade amostral utilizada ou no caso de métodos que utilizem distâncias entre vizinhos mais próximos, a escala menor. Há métodos mais recentemente utilizados em que se objetiva identificar o padrão em diferentes escalas simultaneamente, como a função *K de Ripley* e outros que visam testar a autocorrelação espacial dos dados (estrutura) e determinar o tipo de padrão, como Índice de Moran (I) (FORTIN; DALE, 2005). É importante destacar que os métodos utilizados para análise de padrões espaciais evoluem ao longo do tempo, a capacidade de processamento dos computadores e novos *Softwares* (MARTINS, 2009).

Segundo Capretz (2004) o padrão de distribuição espacial das espécies florestais é uma questão chave para a ecologia da floresta. A organização espacial das árvores depende de diversos processos ecológicos e características próprias de cada ambiente de modo que a melhor compreensão deste quadro fornece subsídios importantes para o conhecimento de formações florestais.

O conhecimento do padrão de distribuição espacial pode fornecer informações sobre a ecologia, subsidiar a definição de estratégias de manejo e/ou conservação, auxiliar em processos de amostragem ou simplesmente esclarecer a estrutura espacial de uma espécie. Entretanto, estas informações ainda são escassas para a maioria das espécies das florestas brasileiras (ANJOS, 1998).

De acordo com a morfogênese de organismos individuais, entretanto, formação de *padrões* de populações de objetos biológicos simples, pode em alguns casos, ser dominado por condições puramente físicas. Todavia, a formação de *padrões* em sistemas biológicos mais complexos como os ecossistemas florestais, depende da combinação de fatores físicos (luz, água, temperatura, formação de clareiras), químicos (concentração de nutrientes, solo) e biológicos (idade, espécies, pólenes, sementes, competição, taxa de crescimento, sistema reprodutivo), mudanças morfológicas e fisiologia (respiração, fotossíntese), sendo a locação inicial dos indivíduos determinada pela dependência espacial e interação desses fatores.

Alterações no espaço que não contém regularidade temporal são melhores definidas

como mudança espacial. Observam-se que a maioria das definições de padrões não consideram a escala. A distribuição de padrão em termos florísticos requer a adoção de escala. O padrão observado em um “1” hectare é certamente diferente do padrão observado em 100 hectares de floresta para uma mesma espécie. O uso da expressão "... mostra um *padrão* diferente", pretende estabelecer uma diferença mais geral, quando de fato somente um aspecto foi analisado.

A capacidade de avaliar *padrões* espaciais é um pré-requisito para entender os complicados processos espaciais relacionados à distribuição de um fenômeno (CUNHA, 2003).

A análise de *padrão* pontual é relacionada com locação de eventos e com a resposta de questões sobre a distribuição destas locações, especificamente se são agregadas, aleatoriamente ou regularmente distribuídas (BAILEY; GATRELL, 1995; CRESSIE, 1993).

Existem inúmeras metodologias citadas ou desenvolvidas para se fazer a análise de um padrão de distribuição espacial. A função  $K$  de Ripley é um método baseado em contagem e em distância, exigindo o conhecimento das coordenadas ( $X$  e  $Y$ ) de cada evento (RIPLEY, 1977). As distâncias entre todos os pares de indivíduos na área de estudo são consideradas, sendo  $K$ , uma função de distribuição cumulativa das distâncias entre todos os indivíduos (PENTTINEN et al., 1992).

A função  $K(h)$  é uma função de densidade de probabilidade que considera a variância de todas as distâncias entre todos os eventos (MOEUR, 1993; HAASE, 1995). Basicamente, um círculo de raio  $h$  é centrado em cada evento e o número de plantas dentro de cada círculo é contado. A distância ( $h$ ) não possui uma regra para se determinar e depende do fenômeno a ser estudado.

Analisando a distribuição espacial para *Araucaria angustifolia* utilizou a função  $K(h)$  de Ripley, caso univariado para analisar o padrão de distribuição espacial (ANJOS et al., 2004).

### 3.7.1 Função $K$ univariada

Na análise de dados univariados, considera-se somente a localização de um evento, ignorando qualquer outra informação acerca daquele evento (DIXON, 2003).

A hipótese nula, para a função  $K$  univariada, é de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE), testada através de inúmeras simulações “Monte-carlo”, simulando padrões espaciais aleatórios, construindo envelopes de confiança através dos maiores e menores valores

calculados da função  $K$  para cada simulação e escala de distância. Se os valores observados estiverem dentro de tais envelopes, que oscilam ao redor do valor zero  $L(s)$  é possível dizer que o padrão espacial é aleatório. Para valores fora dos envelopes a hipótese nula é rejeitada, se os valores forem positivos o padrão é agregado e negativos para o padrão regular.

Se o padrão for completamente aleatório, a função  $L(s)$  se apresenta como uma linha horizontal sobre o eixo das abscissas (eixo “ $X$ ”). A agregação em padrão espacial se refletirá em número maior de árvores que o esperado pela Completa Aleatoriedade Espacial, e a função assume valores positivos. Se o padrão apresentar regularidade na localização das árvores, o número destas será menor que o esperado pela “CAE”, e a função  $L(s)$  assume valores negativos (MARTINS, 2009).

As hipóteses podem ser construídas da seguinte maneira:

$H_0$ : ~ Poisson  $L(s) = 0$ ;

$H_1$ :  $L(s) \neq 0$ , em que:

$L(s) > 0$  (Rejeita-se  $H_0$ ), o padrão será agregado;

$L(s) < 0$  (Rejeita-se  $H_0$ ), o padrão será uniforme;

S: Distância em metros.

A função  $K$  pode ser definida como:

$$K(s) = \frac{2\pi}{\lambda^2} \int_0^s \lambda_2(t) dt \quad (1)$$

$H_1$ : medida de primeira ordem é representada por uma função  $\lambda_1(x)$  que é a função de intensidade de primeira ordem. Ela indica a intensidade do processo na localização de  $x$ .

Ao gerar um padrão no plano, a intensidade de primeira ordem do processo pode ser interpretada como a densidade do padrão em uma localização particular. Na definição da função  $K$ :

$$\lambda_1(x) \simeq \lambda$$

Assume-se que a intensidade de primeira ordem do processo que gerou o padrão espacial observado é constante ( $= \lambda$ ) em toda a área de estudo. Essa pressuposição é chamada de pressuposição da estacionaridade do processo.

A função  $K$  ao combinar as funções de intensidade de primeira e segunda ordem,

resulta em uma função descritiva do padrão espacial com interpretações mais diretas:

- a)  $\lambda K(s)$  é o número esperado de árvores a uma distância  $\leq$  que  $s$  de uma árvore arbitrária qualquer;
- b)  $\lambda^2 K(s)$  é o número esperado de pares de árvores cuja distância entre as árvores é no máximo ( $s$ ).

Ambas as interpretações implicam que a função  $K$  é uma função acumulada, o que deve ser considerado uma interpretação das suas estimativas. Quando se estuda o padrão espacial com base em um mapa de árvores, a aleatoriedade do padrão é definida pela (CAE), isto é, o processo que gerou o padrão é aleatório em qualquer escala espacial.

A Completa Aleatoriedade Espacial também pode ser chamada de Processo de Poisson, onde as funções de intensidade são constantes:

$$\begin{aligned} \lambda_1(x) &\equiv \lambda, \\ \lambda_2(x, y) &= \lambda_2(\|x - y\|) = \lambda_2(s) \equiv \lambda^2 \\ K(s) &= \frac{2\pi}{\lambda^2} \int_0^s \lambda_2(t) dt = \frac{2\pi}{\lambda^2} \int_0^s \lambda^2 t dt \\ K(s) &= \pi s^2 \quad (2) \end{aligned}$$

Desta forma, a função  $K$  pode ser utilizada facilmente para testar hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAPRETZ, 2004).

### 3.7.2 Função $K$ de Ripley

Em Ecologia Florestal uma grande aplicação dos estudos de padrão de processos pontuais relaciona-se à distribuição espacial de árvores, principalmente em ambiente natural, o que pode fornecer informações sobre a ecologia de espécies de interesse, subsidiar a definição de estratégias de manejo, auxiliar processos de amostragem ou simplesmente esclarecer sobre a estrutura espacial de espécies (ANJOS et al., 1998).

A maioria dos estudos com aplicação da Função  $K$  de Ripley são encontrados em florestas temperadas, mas uma crescente aplicação em florestas tropicais tem sido consideradas. Destacam-se assim os trabalhos de (ANJOS, 1998; ANJOS et al., 2004; CAPRETZ, 2004; RODE, 2008; SILVA et al., 2008).

Anjos (1998) utilizou a função  $K$  de Ripley para avaliar o impacto do manejo sustentável do palmiteiro (*Euterpe edulis* Mart.) na cidade de Blumenau, SC. O autor se

propos a avaliar o impacto do corte seletivo no padrão espacial da espécie, concluindo que o manejo proposto não acarretou impactos severos à espécie, relativo ao padrão espacial, uma vez que os padrões pré e pós corte foram semelhantes.

Batista e Maguire (1998) também utilizaram a função  $K$  de Ripley para investigar o padrão espacial de espécies de árvores de uma mata de tabuleiro em Linhares, ES, com o objetivo de modelar a estrutura espacial da floresta submetida a diferentes condições de manejo.

Nicotra (1998) investigou o padrão de distribuição espacial e a estrutura sexual de *Siparuna grandiflora* (Kunth) Perkins em uma floresta tropical da Costa Rica, aplicando a função  $K$  bivariada, não encontrando evidências de inibição entre os sexos, e apenas padrões gerais agregados para a população como um todo.

Capretz et al. (2003) avaliaram o padrão espacial das árvores em três áreas submetidas a tratamentos silviculturais diferentes, em uma área pertencente a projeto de pesquisa em Ecologia e Manejo Florestal do Imazon, PA, no período de 1993 a 2000. A função  $K$  foi importante instrumento para ilustrar as diferenças entre os tratamentos.

Capretz (2004) estudou o padrão espacial em diferentes formações vegetais no estado de São Paulo, avaliando o padrão para a comunidade como um todo, para espécies mais abundantes e segundo classes de diâmetro. A função  $K$  foi importante ferramenta para o estudo do padrão espacial.

Anjos et al. (2004) aplicaram a função  $K$  de Ripley para estudar o padrão de distribuição espacial da *Araucaria angustifolia* em algumas áreas do estado do Paraná, e os resultados indicaram uma alta variação no padrão espacial em todas as áreas.

A função  $K$  de Ripley é dada por:

$$K(t) = \lambda^{-1} E [N_0(t)] \quad (3)$$

Em que:

$N_0(t)$  = número de eventos distantes de  $t$  em um evento arbitrário.

Esta função é mais comumente estimada utilizando-se a correção feita de borda proposta por Ripley (DIGGLE, 2003).

O envelope de confiança para o padrão aleatório é construído estimando a função  $K$  sob padrão de completa aleatoriedade espacial, para várias realizações desse processo em um polígono de mesma forma e tamanho.

A função  $K$  de Ripley,  $L(s)$  permite testes de padrões da distribuição espacial da árvore, sendo mais precisa na sua determinação do que outros padrões.

### 3.8 Competição entre indivíduos

O grau que um local é ocupado por árvores e o nível de resultado da competição entre aquelas árvores, é o fator principal/primário que direciona o crescimento e produção de uma floresta (CURTIS, 1970). Árvores competem por uma variedade de recursos incluindo luz, água, nutrientes, e espaço físico. Competição entre as plantas é resumida como a ação e reação ao seu ambiente de sobrevivência (FORD; SORRENSEN, 1992). Como as árvores crescem, elas modificam seu ambiente circundante e alteram a habilidade de seus vizinhos de adquirirem recursos. Consequentemente, a competição é altamente dinâmica, espacial e temporal. Tomé e Burkhart (1989) identificaram três componentes primários de competição: (1) o ambiente geral da árvore; (2) micro-ambiente e influências genéticas; e (3) a influência de vizinhos locais.

Existem muitos tipos diferentes de competições. Uma das mais importantes distinções é o modo de competição, o qual pode ser acima do solo e abaixo do solo. Competição acima do solo é principalmente por luz, enquanto que abaixo do solo é focada na água do solo e aquisição de nutrientes. Dois outros tipos de competições geralmente distintas em florestas são as espécies das árvores competidoras e a simetria de interações competitivas. Intra-específica é competição entre indivíduos de mesma espécie, enquanto inter-específica é competição entre indivíduos de diferentes espécies. Modelos de crescimento de floresta e produção geralmente tem focado apenas em competição intra-específica (LIU; BURKHART, 1994), mas entendendo e prevendo influências de competições, a inter-específica está se tornando cada vez mais importante devido a uma ênfase no manejo de espécies misturadas (WEISKITELL et al., 2011).

Competição unilateral e bilateral refere-se a regularidade de competição em uma posição (WEINER, 1990). Em uma competição unilateral, árvores grandes não são afetadas por seus vizinhos menores; enquanto recursos são compartilhados (igualmente ou proporcionalmente ao tamanho) por todas as árvores em competição bilateral (SOARES; TOMÉ, 2003). É normalmente aceito que a competição unilateral é direcionada pela disponibilidade de recursos acima do solo e a bilateral é mais refletida em competição abaixo do solo (CASPER; JACKSON, 1997), mas esta é uma demasiada simplificação de vários processos envolvidos e há, provavelmente, vários mecanismos direcionando competições

proporcionalmente (SCHWINNING; WEINER, 1998). Além disso, não é possível direcionar medidas rigorosas de competição em qualquer ponto específico no tempo (CURTIS, 1970). Entretanto, muitos modelos de crescimento e produção consideram ambos os índices de competição unilateral e bilateral com a suposição implícita de que ambas as competições acima do solo e abaixo do solo estão sendo representadas por eles (pelos índices). Na realidade, modeladores estão tentando quantificar o nível de competição experimentado por uma árvore, e sua posição social dentro de uma floresta, antes de descrever sua proporcionalidade.

Embora atos de competição sejam em árvores individuais, é frequente descrever em um nível-plantação na floresta. Índices comuns de competição na floresta são os que representam densidade padrão (ou plantação) ou estoque. Densidade padrão é uma medida quantitativa do grau de agrupamento e nível de resultado de competição existente dentro de uma floresta (ZEIDE, 2005). *Stocking* é uma medida relativa (usualmente expressa como uma proporção ou uma porcentagem) da adequação da densidade padrão para encontrar a densidade alvo manejada (CURTIS, 1970). Estocabilidade é a capacidade inerente de um local de suportar o máximo de densidade padrão. Vários índices são utilizados para descrever densidade, estoque e estocabilidade, os quais são incorporados aos variados graus em modelos de crescimento.

Competição influencia o crescimento e a dinâmica da floresta de várias maneiras. No nível-árvore, competição reduz crescimento, particularmente crescimento em diâmetro a altura do peito, diâmetro de copa e maior probabilidade de mortalidade. Competição pode também causar estagnação, estratificação e instabilidade. Conseqüentemente, um índice de competição deve importar para: (1) o número de indivíduos; (2) o tamanho dos indivíduos; e (3) a distribuição dos indivíduos. Da perspectiva de um modelo de crescimento e produção, Munro (1974) identificou 2 classes principais de índices de competição: índices independentes da distância e dependentes da distância. Avaliação compreensiva de índices de competição e como ela relaciona com modelos de crescimento e produção é também encontrado em (BIGING e DOBBERTIN, 1992; 1995) e (PRETZSCH, 2009).

### 3.8.1 Medidas de Densidade da Floresta

A área basal por ha ou funções da área basal por ha são frequentemente utilizadas como medidas da densidade em uma floresta (HARRISON, DANIELS, 1988; MARTIN, EK, 1984). Um outro tipo de medida de densidade são aquelas que avaliam a área média

disponível por árvore na floresta em estudo em relação ao seu valor na floresta com densidade padrão, geralmente populações “totalmente lotados” (*full stocked stands*) ou árvores isoladas. Curtis (1970) faz uma análise de grande número de medidas de densidade deste tipo, concluindo que a maior parte são praticamente equivalentes. O índice de densidade relativa de Reineke (1933), a área de ocupação relativa (*tree-area ratio*) definida por Chisman e Schumacher (1940) e o fator de competição de copas são exemplos deste tipo de medidas (KRAJICEK et al., 1961). Ottorini (1978), Clutter et al. (1983) e Oliveira (1984) referem ainda as medidas de espaçamento relativo que se referem à relação entre a distância média entre árvores e uma função das dimensões das árvores (referida a floresta ou povoamento), geralmente a altura dominante.

### 3.8.2 Medidas da dominância da árvore

Alguns exemplos de índices independentes da distância aplicados com sucesso são:

- As razões entre uma dimensão da árvore e o correspondente valor médio para a floresta ou povoamento (GLOVER; HOOL, 1979, apud PRODAN et al., 1997; DANIELS et al., 1986);
- As razões entre a dimensão da árvore e o correspondente valor médio para as árvores dominantes (ALDER, 1983);
- A proporção da copa (DANIELS et al., 1986).

### 3.8.3 Índices de competição dependentes da distância

Um índice largamente usado é a distância média ao vizinho mais próximo (CLARK e EVANS, 1954). Este índice descreve a heterogeneidade espacial de árvores dentro da floresta estimando o quanto elas desviam de um modelo aleatório, em média.

Spurr (1962) apresentou este conceito modificando amostra de raio variável para explicar tamanho e distribuição espacial das árvores. Embora o índice de densidade pontual de Spurr (1962) seja dependente da distância, várias aproximações são usadas para explicar densidade pontual em um modo independente da distância.

Em ordem cronológica, os primeiros índices de competição dependentes da distância surgiram como medidas da densidade da floresta na vizinhança de cada árvore. Lemmon e Schumacher (1962) propuseram a utilização da área basal por ha na vizinhança da árvore, estimada pelo método de Bitterlich. Esta medida tem a desvantagem de não levar em conta nem as distâncias nem as dimensões relativas da árvore central e dos seus competidores.



Spurr (1962) adaptou a área basal pontual de Bitterlich para a determinação de uma medida da densidade pontual (DP), a qual foi aplicada com sucesso por Daniels et al. (1986) para explicar o crescimento em diâmetro de árvores individuais de *Pinus taeda*. O índice baseia-se na estimação sucessiva das áreas basais por ha, a primeira das quais se obtém com base na árvore que é incluída pelo maior ângulo ao centro, a segunda com base nas duas árvores incluídas pelos dois maiores ângulos ao centro e assim sucessivamente. Finalmente obtém-se a medida de densidade pontual como a média das sucessivas estimativas da área basal por ha. O autor apresentou duas modalidades deste índice, excluindo (DP1) e incluindo (DP2) a árvore central:

$$DP1_i = \frac{2.500}{n} \left[ \sum_{j=1}^n (j-0,5) \left( \frac{d_j}{D_{ij}} \right) \right] \quad (4)$$

$$DP1_i = \frac{2.500}{n} \left[ \sum_{j=1}^n (j+0,5) \left( \frac{d_j}{D_{ij}} \right) \right] \quad (5)$$

Em que:

**n**= é o número de competidores;

**d<sub>j</sub>**= é o diâmetro à altura do peito da árvore j e

**D<sub>ij</sub>**= é a distância entre a árvore central i e o competidor j.

$$D_{ij} < rd_i$$



## MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Características da área de estudo

#### 4.1.1 Localização

A área de estudo localiza-se na Floresta Nacional de Irati (FLONA) entre os municípios de Irati, Fernandes Pinheiro, Teixeira Soares e Imbituva, no estado do Paraná (SPVS, 1996). A FLONA de Irati é uma Unidade de Conservação do Governo Federal, de uso sustentável. Possui uma área de 3.495 ha, sendo destes 57,6% ocupada por floresta nativa onde predomina a Araucaria, 37,5% ocupada por povoamentos comerciais (*Pinus* sp., *Eucalyptus* sp. e *Araucaria angustifolia*) e 4,9% considerados como infra-estrutura (GALVÃO et al., 1989).

A Floresta Nacional de Irati, situa-se na microrregião Centro-Sul do Paraná, no Segundo Planalto Paranaense, de domínio do bioma Floresta Ombrófila Mista, no fuso UTM 22J, região central do estado, entre as coordenadas geográficas 25° 25' de latitude sul, 50° 36' de longitude oeste, 25° 17' de latitude sul e 50° 30' de longitude oeste. Encontra-se a uma altitude média de 812 metros acima do nível do mar, a 10 km do centro urbano da cidade de Irati, PR. A localização da FLONA na microrregião Centro-Sul do Paraná pode ser visualizado na Figura 2.

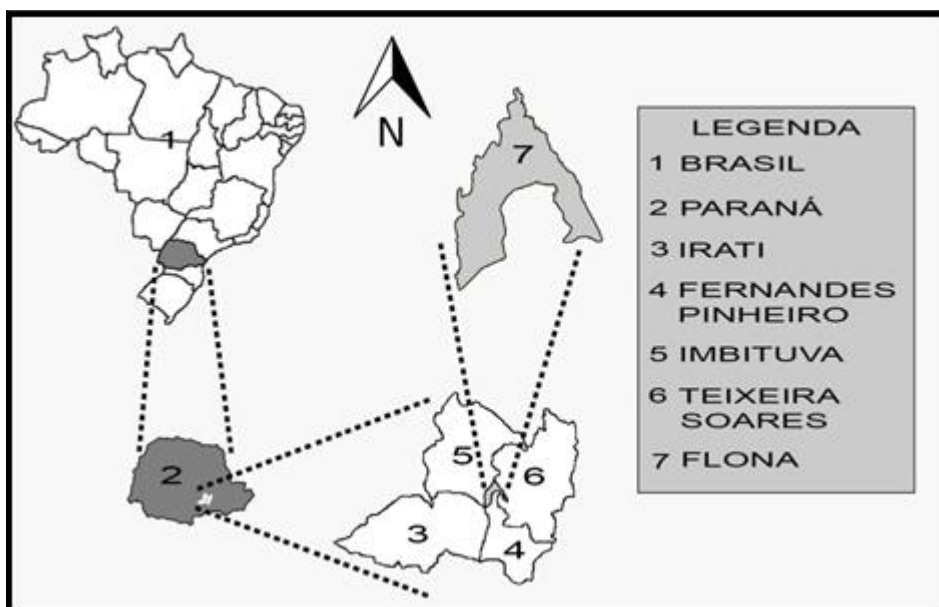


Figura 2 - Localização da FLONA na Microrregião de Irati, PR.

Os dados utilizados neste estudo são provenientes de Inventário Florestal Contínuo pertencente ao Projeto PELD, realizado entre os anos de 2002 a 2011 em uma amostra de 25 parcelas, com área de um (1) ha (100 m x 100 m) cada), conforme pode ser observado no mapa de localização da FLONA (Figura 3). Nestas parcelas foram mensurados todos os indivíduos com diâmetros à altura do peito iguais ou superiores a 31,5 cm ( $CAP \geq 31,5$ ).

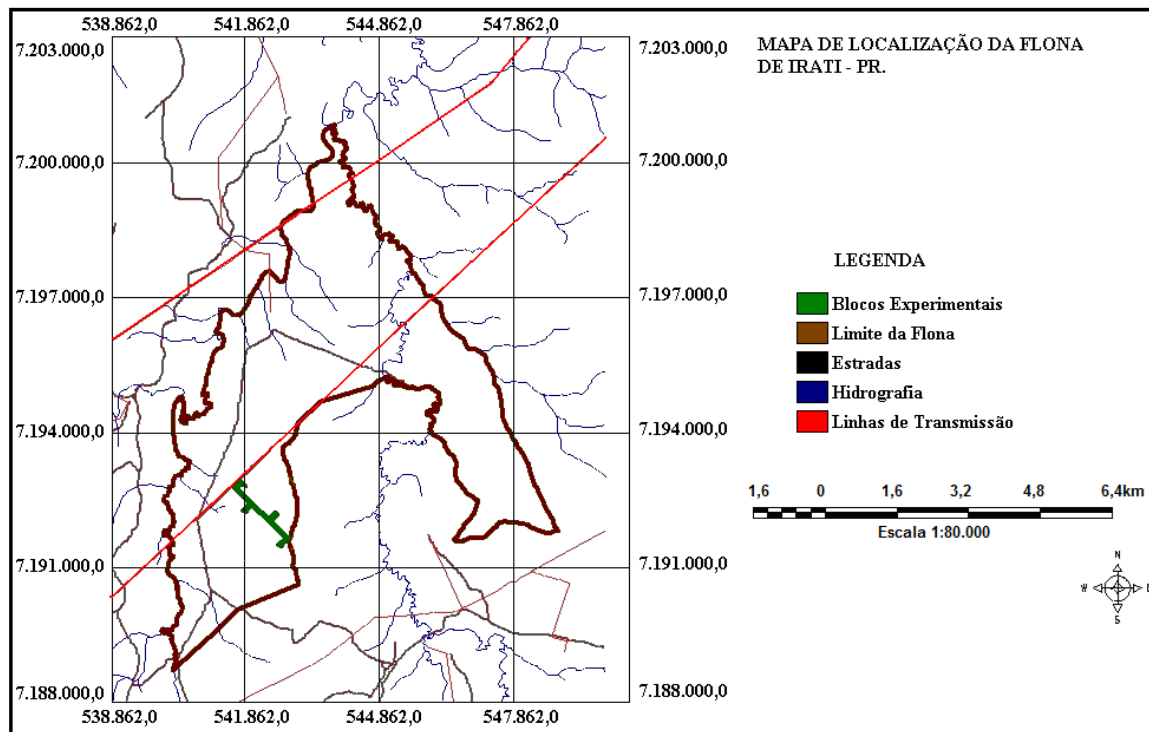


Figura 3 - Mapa de localização da FLONA de Irati, PR, com a localização das parcelas de estudo.

Fonte: Adaptado de (DISPERATI et al., 2002).

#### 4.1.2 Clima da Região

Segundo Mazza (2006) e conforme a classificação de Köppen, o clima da região pertence ao tipo Cfb, subtropical úmido mesotérmico, caracterizado por verões frescos, geadas severas e frequentes, sem estação seca.

Para Mendonça e Danni-Oliveira (2002) o caráter subtropical do clima da área é evidente pela redução de seus valores térmicos. Por esse motivo é dominada pelos ventos de NE, que quando é orientada pelas feições topográficas da bacia do Rio Ribeira contígua à do Rio Tibagi, favorece a atuação das massas de ar Tropical Atlântica e Polar Atlântica. Fato este, que no decorrer do ano, manifesto pelas oscilações da frente Polar Atlântica, é o maior responsável pelas chuvas que nela ocorrem.

#### 4.1.3 Solos da Flona de Irati

Na Figura 4 estão mapeados os solos da FLONA de Irati, conforme Mazza et al. (2005).

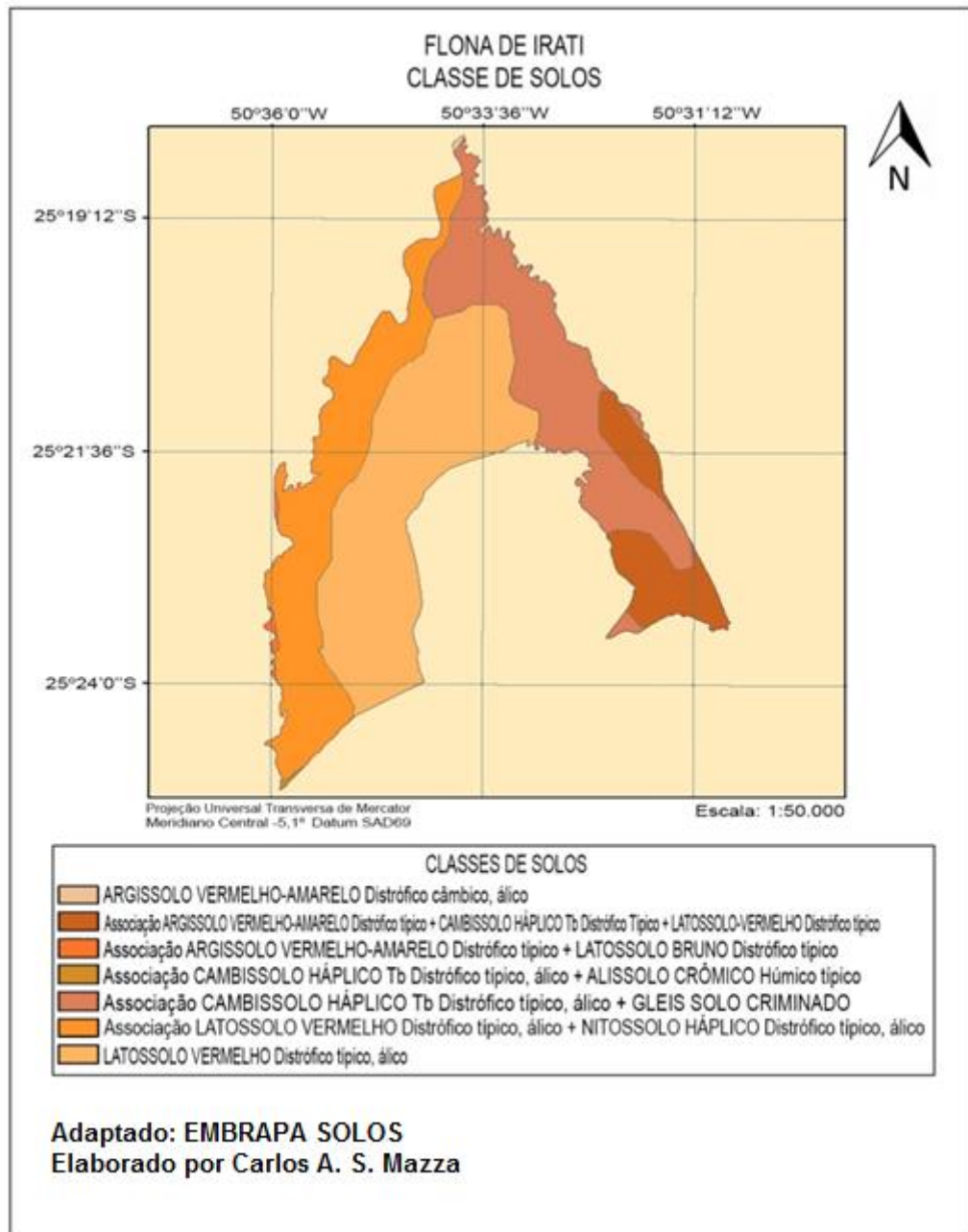


Figura 4 - Mapa de ocorrência de solos na FLONA de Irati, PR (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas Geográficas) .

Fonte: Adaptado de Mazza et al. (2005).

Os solos estão representados por 37,8% de Latossolo Vermelho Distrófico típico-álico, localizando-se na porção interna esquerda, no sentido Norte-Sul. A associação do Latossolo Vermelho Distrófico típico-álico com o Nitossolo Háplico Distrófico típico-álico, de textura argilosa representa 26,62% da área e está localizado no limite esquerdo, sentido Norte-Sul, margeando o Rio das Antas. Ocupando 25,42% da área, a associação Cambissolo Háplico Distrófico típico-álico com Gleissolo indiscriminado localiza-se na várzea do Rio Imbituva, em praticamente todo o limite direito. A associação Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico + Cambissolo Háplico Distrófico típico + Latossolo Vermelho Distrófico típico representa 9,59% da área e localiza-se na porção Sudeste da FLONA, seguida de mais uma mancha a Leste. As demais classes são pouco representativas, totalizando 0,57% da área da FLONA: associação Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico + Latossolo Bruno Distrófico típico (0,39%), associação Cambissolo Háplico Distrófico típico, álico + Alissolo Crômico Húmico típico (0,10%) e Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico Câmbico, álico (0,08%).

O mapa de solos nas parcelas de estudo (Figura 5) foram gerados no *Software ARCGIS 9.3* utilizando como base os arquivos “*shape*” correspondentes aos limites da área de 25 ha e, sobrepostos a estes, os locais georreferenciados das trincheiras abertas. Após a classificação dos solos, a cada ponto georreferenciado foi relacionada uma classe de solo e, posteriormente, com base nas altitudes dos pontos e no limite das áreas, foram determinadas as unidades de mapeamento.

Para a realização do mapeamento de solos, foram abertas dezesseis trincheiras na área de 25 ha. Em cada trincheira foi realizada a descrição morfológica dos solos de acordo com Santos et al. (2005) para cada horizonte descrito, foram coletadas amostras para caracterização química e física. As análises químicas determinaram os teores de cálcio, magnésio, potássio, sódio, alumínio, hidrogênio + alumínio, pH em  $\text{CaCl}_2$  e matéria orgânica e a física para granulometria pelo método da pipeta (EMBRAPA, 1997). Posteriormente, com base na descrição morfológica e nas análises químicas e físicas, os solos foram classificados de acordo com Embrapa (EMBRAPA, 2006).

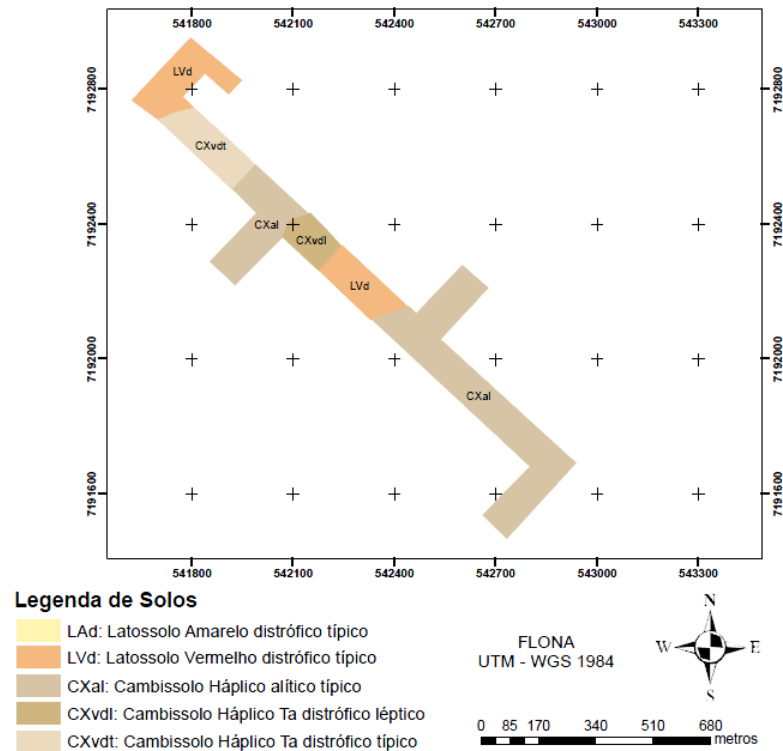


Figura 5 - Classes de solos em parcelas permanentes na Flona de Irati, PR.

Fonte: Relatório Técnico de Figueiredo Filho (2011) elaborado para o CNPq (não publicado).

#### 4.1.4 Vegetação

A formação florestal que recobre a região é denominada de Floresta Ombrófila Mista Montana, apresentando vegetação secundária em estágio avançado, tendo como principais espécies a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Ilex paraguariensis* A.St.-Hil., *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer, *Nectandra grandiflora* Nees, *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso, *Casearia decandra* Jacq. e *Cedrela fissilis* Vell.

Antes da criação desta importante Unidade de Conservação, a floresta sofreu exploração seletiva das principais espécies econômicas, à aproximadamente 70 anos atrás. Em decorrência disso, pode ser classificada como uma vegetação primária alterada ou secundária em estágio avançado (RODE, 2008).

#### 4.2 Material e Equipamentos

Na execução e elaboração da Tese foram utilizados os seguintes materiais e equipamentos necessários aos tratamentos dos dados:

a) Fita métrica para mensuração da circunferência a altura do peito (1,30 m a partir do nível do

solo);

b) Trena de 50 m para obtenção das coordenadas locais (*X* e *Y*);

c) Bússola;

d) GPS de Navegação;

e) Imagem Orbital IKONOS-2 obtida em 01/03/2005, referente ao projeto da FLONA de Irati, PR. A imagem é do tipo PAN/ MSI fornecida em formato *GeoTiff* (em 11 bits) com resolução espacial de 1 metro, abrangendo uma área de 5.998,6008 ha, ou seja, 6.372 metros eixo X e 9.414 metros eixo Y. Esta imagem apresenta-se como uma única cena. O sistema de coordenadas utilizado para inserir a imagem no *Software* foi UTM (Mercator Transversal Universal), Hemisfério Sul, Zona 22 J, sistema de projeção WGS84. O percentual de cobertura de nuvem foi de 17% a 20%;

f) Carta DSG escala 1:50.000 do município de Irati, PR (projeção SAD69, sendo disponível apenas nesta escala);

g) Programas em ambiente computacional: *Word* 2010; *Excel* 2010; *Corel Draw* 12, *Autocad Map* 2007, *Adobe Photoshop*, R 2.12.1, *SAS* 9.2, *Mata Nativa* 2, *Fitopac* 2.1; *PC-ORD* 4.1; *Table Curve* 3.1; *Statistica* 6.0; *SPSS* 19.0; *Quantum GIS* 1.6, *ArcGIS* 9.3 e *SPRING* 4.3.3.

### 4.3 Metodologia

#### 4.3.1 Coleta de Dados

Em 2000/2001 foi instalado um conjunto de parcelas permanentes totalizando 25 unidades amostrais (1 ha cada), na Área de Conservação de Floresta Ombrófila Mista (Floresta Nacional de Irati) na cidade de Fernandes Pinheiro, PR. Este projeto foi criado pelo Departamento de Engenharia Florestal da UNICENTRO, coordenado pelo professor Dr. Afonso Figueiredo Filho, sendo estes dados, utilizados para diversos estudos em diferentes áreas do conhecimento da ciência florestal, entre eles: manejo florestal, geotecnologias, controle biológico e solos florestais. Os limites da área amostral foram delimitados com auxílio de teodolito digital (Figura 6).

As unidades amostrais foram subdivididas em quatro subunidades de 0,25 ha (50 m x 50 m) e para facilitar o caminhamento, cada subunidade foi dividida em cinco faixas de controle de 10 m x 50 m, totalizando 20 faixas de 0,05 ha. A posição espacial de cada uma das árvores na floresta foi obtida por meio do sistema de coordenadas cartesianas (eixo das abscissas “X” horizontal e eixo das ordenadas “Y” vertical). A obtenção das coordenadas



cartesinas foi realizada para todos os indivíduos com  $\text{dap} \geq 10$  cm presentes nos 25 ha. A configuração de uma unidade amostral, suas subdivisões e o sentido de caminhamento (Figura 7).

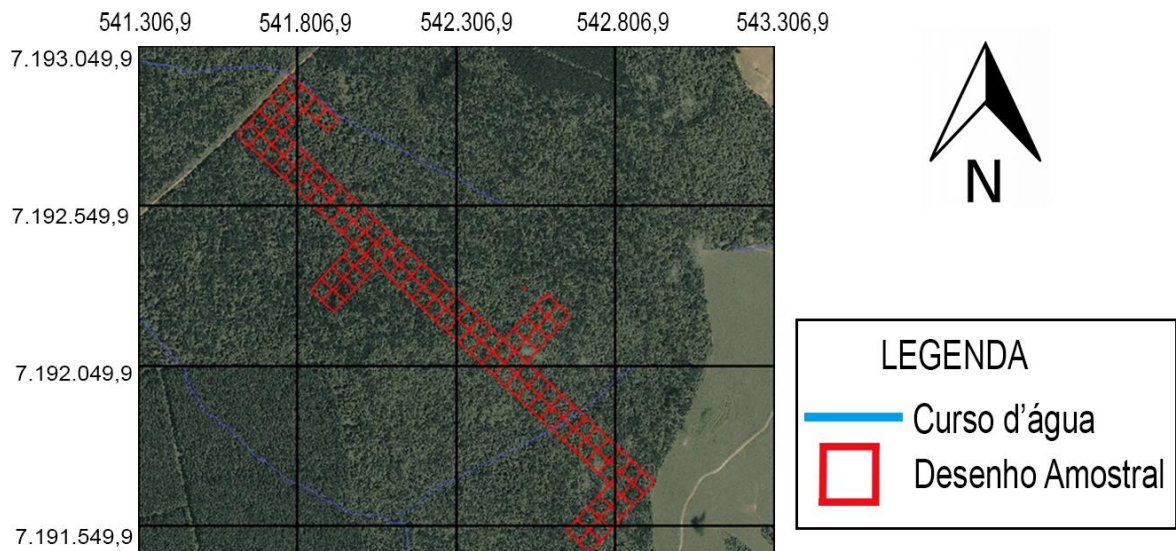


Figura 6 - Localização das unidades amostrais (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas UTM).

Fonte: LISBOA, 2009.

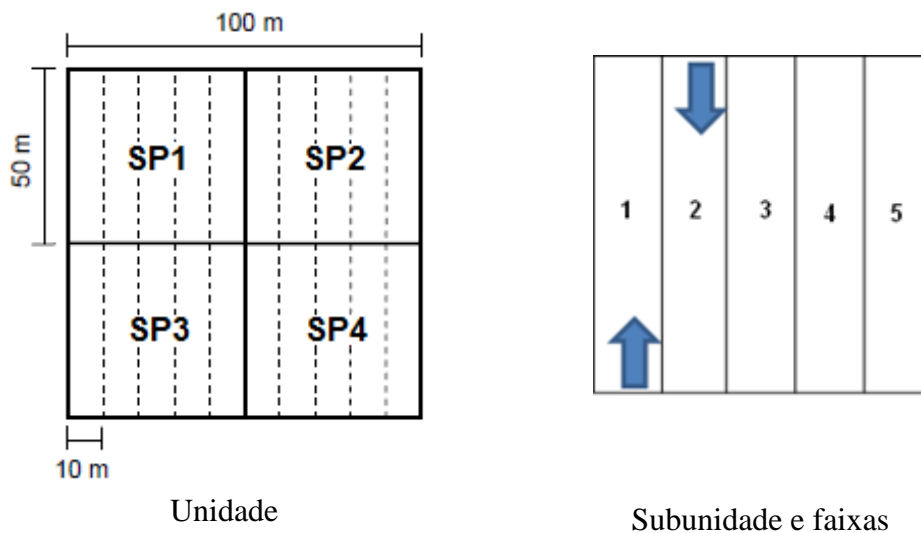


Figura 7 - Subdivisão de uma unidade amostral e o sentido de caminhamento na obtenção dos dados (SP1, 2, 3 e 4= subparcelas).

Fonte: LISBOA, 2009.

Depois de alocadas as unidades amostrais em campo, a etapa seguinte consistiu em mensurar as árvores. As árvores foram numeradas em ordem crescente, identificados pelo nome comum e posteriormente com o nome científico. Foram avaliados os aspectos

qualitativos como: qualidade do fuste, posição sociológica ou estrato vertical da floresta, posição da copa, fitossanidade e vigor da copa, conforme a sequência: 1. Número das árvores; 2. Nome comum e científico das espécies; 3. CAP (cm) (circunferência a altura do peito, 1,30 m do solo); 4. Tipo de Fuste (1- torto; 2- levemente tortuoso e 3- reto); 5. Estrato Vertical da Floresta (1- inferior; 2- médio e 3- superior); 6. Posição da Copa (1- sem iluminação direta; 2- alguma iluminação parcial; 3- iluminação superior parcial; 4- iluminação superior completa; 5- emergente); 7. Fitossanidade “doenças, pragas, parasitas ou cipós” (1- com infestação avançada, 2- com infestação crônica e 3- sem infestação); 8. Vigor da Copa (1- intolerável; 2- forma pobre; 3- forma tolerável; 4- boa forma e 5- forma perfeita).

A classificação, quanto ao tipo de fuste, estrutura vertical da floresta, posição da copa quanto ao recebimento de luz, fitossanidade e vigor da copa, foram obtidas por meio de classificação visual. As árvores foram marcadas com placas de metal, numeradas de 01 a  $n$ .

#### 4.3.2 Amostragem da Vegetação

O objetivo do inventário florestal foi obter informações qualitativas e quantitativas dos recursos florestais existentes no local. Pode-se classificar este tipo de inventário, segundo as definições de Péllico Netto e Brena (1997), como sendo de cunho estratégico, para embasar Planos de Manejo, com abrangência a região de Irati. A obtenção dos dados foi por meio de amostragem em conglomerados, em múltiplas ocasiões, para acompanhar a dinâmica, crescimento e distribuição espacial da floresta ao longo do tempo.

A intensidade de amostragem foi calculada por meio da razão entre o tamanho da amostra ( $n$ ) e o tamanho da população ( $N$ ), conforme a seguinte notação matemática:

$$f = \frac{n}{N} \quad (6)$$

Em que:

$f$ = Fração amostral;  $n$ = Tamanho da amostra;  $N$ = Tamanho da população.

Para verificar a intensidade amostral ou o número de unidades amostrais necessárias em função da Variância ( $S^2$ ), foram efetuados os cálculos de intensidade amostral para a variável área basal ( $m^2 ha^{-1}$ ), com erro de amostragem de 10% e à probabilidade de confiança de 95% ( $1-\alpha$ ), com alfa ( $\alpha$ ) de 5%,  $t$  de Student de 2,064 para 25 unidades amostrais com ( $n-1$ )

graus de liberdade, conforme a seguinte notação matemática:

$$n = \frac{t^2 \times S^2}{E^2} \quad (7)$$

Em que:

**n**= Tamanho da amostra; **t**= valor definido de acordo com a probabilidade de confiça, graus de liberdade ( $n-1$ ) na distribuição **t** de Student; **S**= Desvio padrão da variável de interesse ( $\text{Gi m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ); **E**= Erro de amostragem estabelecido.

As principais estimativas, obtidas por meio da amostragem foram: média aritmética, amplitude, variância, desvio padrão, erro padrão, coeficiente de variação, erro de amostragem e intervalo de confiança.

#### 4.3.3 Composição Florística

As árvores foram identificadas primeiramente, *in loco*, pelo nome comum, por um identificador botânico, conhecedor das espécies locais. Nos casos em que as espécies não puderam ser identificadas a campo, estas receberam um código que permitiu a sua identificação futura em laboratório (Ex.: Não Identificada 1, N.I. 2, N.I. até  $n$ .), mediante coleta de material botânico, que foram levados ao laboratório de Dendrologia da UNICENTRO para proceder à identificação botânica, auxiliado também pelo Engenheiro Florestal Ronald Medeiros (Professor de Dendrologia do Colégio Florestal Presidente Costa e Silva).

A identificação botânica seguiu o Sistema de Classificação APG III (*Angiosperm Phylogeny Group*). A grafia dos nomes científicos das espécies e a identificação de família foram verificadas pela nomenclatura Trópicos disponível no site do Jardim Botânico de Missouri (TROPICOS, 2008).

A análise da dinâmica do crescimento e composição florística foi realizada para o período de acompanhamento da floresta, nos anos de 2002 a 2011, com intervalo de medição de três anos.

#### 4.3.4 Estágio Sucessional da Vegetação

A identificação de todos os indivíduos amostrados possibilitou o estudo da composição florística e o agrupamento das espécies segundo o estágio sucessional ou grupos ecológicos a que cada uma delas pertence. A metodologia adotada classifica os indivíduos em: a) Pioneira; b) Secundária inicial; c) Secundária tardia e d) Clímax.

A classificação das espécies nos diferentes grupos ecológicos foi realizada mediante consulta em bibliografia de alguns autores, como Budowski (1965); Vaccaro (1997 e 2002); Lorenzi (1998, 2002 e 2009); Carvalho (2003, 2006 e 2008); Sawczuk (2009); Ebling (2012); Roik (2012).

#### 4.3.5 Obtenção das Variáveis Dendrométricas

A medição das circunferências (CAP a 1,3 m do nível do solo) foi realizada com fita métrica, com precisão de milímetro em todas as árvores, incluindo as árvores caídas, quebradas e danificadas, desde que vivas. A contabilização das árvores mortas foi necessária para poder obter as taxas de mortalidade  $ha^{-1}$  (somente na segunda medição em diante). As circunferências foram sempre mensuradas em um ponto fixo chamado ponto de medição “PDM”, auxiliado por um gabarito a 1,30 m do solo, os quais foram todos marcados com tinta azul, para facilitar as futuras remeidições. No local de medição era efetuado uma limpeza do fuste no ponto de medição, para que estivesse livre de cipós ou anomalias e assim, evitando erros de leitura (Figura 8).



Figura 8 - Ponto de medição da circunferência a 1,30 m do nível do solo (CAP) em uma Araucaria.

A medição do diâmetro de copa das Araucarias consistiu em medir sua projeção no solo, com auxílio de trena e bússola. Foram mensuradas 173 árvores de Araucária de forma aleatória e que estivessem no estrato superior dentro dos limites das parcelas permanentes. Procedeu-se a medição de dois diâmetros de copa, o diâmetro  $D_1$  foi medido seguindo a orientação norte/sul, e o diâmetro  $D_2$  seguindo a orientação leste/oeste, para que todas as árvores tivessem a mesma metodologia de medição. Os diâmetros de copas foram utilizados para estabelecer a abrangência da árvore objeto e seus respectivos competidores.

Com isso, utilizou-se a média aritmética dos diâmetros de copa mensurados para serem usados como variáveis dependentes e os diâmetros à altura do peito (DAP) como variáveis independentes para estimar os diâmetros de copa (DC). Os dados foram processados com auxílio do *Software Statistical Analysis System* versão 9.2®.

#### 4.3.6 Classificação do Tipo de Fuste

A forma do fuste é o aspecto visual observado a uma determinada distância da árvore. Foram consideradas as seguintes formas de fuste:

- 1- Fuste tortuoso: quando não se desenvolve seguindo uma só direção, pode apresentar grandes inclinações no fuste, sendo que se desenvolve também sobre um plano perpendicular ao solo. Exemplo: *Nectandra grandiflora* Nees (Canela-amarela); algumas espécies do gênero *Inga*.
- 2- Fuste levemente tortuoso: quando não se desenvolve seguindo uma só direção (em menor intensidade), pode apresentar pequenas inclinações no fuste, sendo que se desenvolve também sobre um plano perpendicular ao solo. Exemplo: *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O. Berg (Guabiroba) e *Casearia decandra* Jacq. (Guaçatunga-branca);
- 3- Fuste reto: quando se desenvolve seguindo uma só direção, geralmente perpendicular ao plano do solo. Exemplo: *Araucaria angustifolia* (Pinheiro-brasileiro) e *Syagrus romanzoffiana* (Cham) Glassman (Palmeira);

No presente estudo a forma do fuste foi classificada visualmente como: reto, levemente tortuoso e tortuoso (Figura 9).

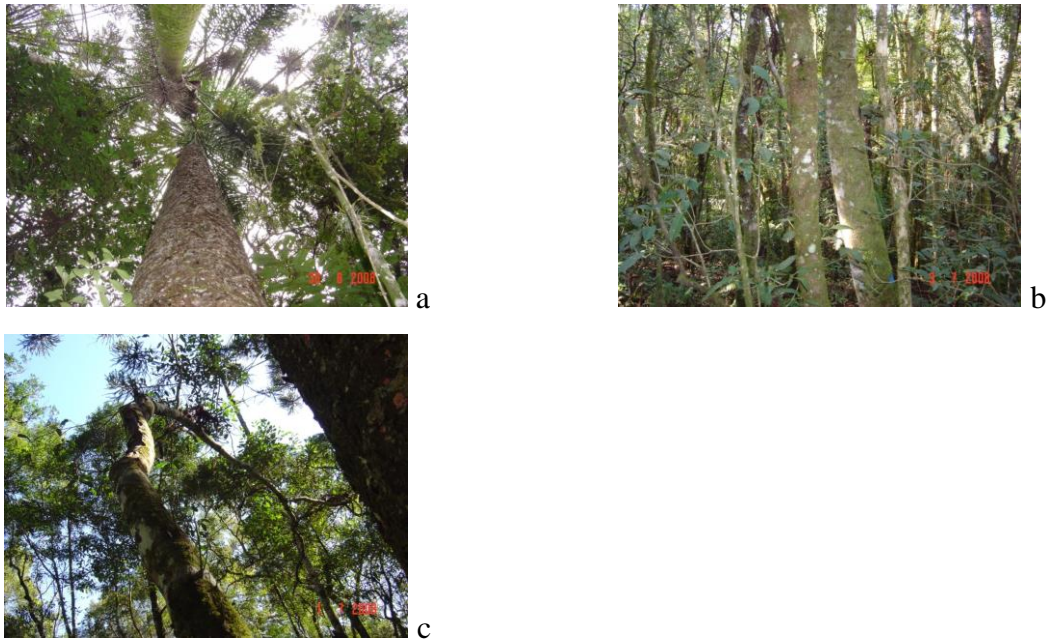


Figura 9 - Visualização de um fuste reto “a”, levemente tortuoso “b” e fuste tortuoso “c”.

#### 4.3.7 Estrutura Vertical

No estrato inferior situam-se espécies que não suportam as condições de plena exposição a altas intensidades luminosas e de temperatura, necessitando germinarem e se desenvolverem à sombra de outras árvores. Entre os extremos, existe um grande número de espécies que apresentam características ou adaptações ecológicas intermediárias, ou seja, quanto às exigências e tolerâncias à luz, variando, inclusive, em relação ao aspecto de germinação, estabelecimento, desenvolvimento e reprodução. No estrato superior da floresta situam-se espécies que exigem plena exposição às intensidades luminosas e temperaturas mais elevadas.

A estrutura vertical da floresta refere-se ao nível em que cada uma das espécies estão em relação aos seus vizinhos, levando em consideração a posição sociológica e a busca das copas das árvores por luz. Foram assim definidos (Figura 10): Estrato I- Inferior (árvores de menor porte), Estrato II- Médio (árvores de médio porte) e Estrato III- Superior (árvores com altura dominante).



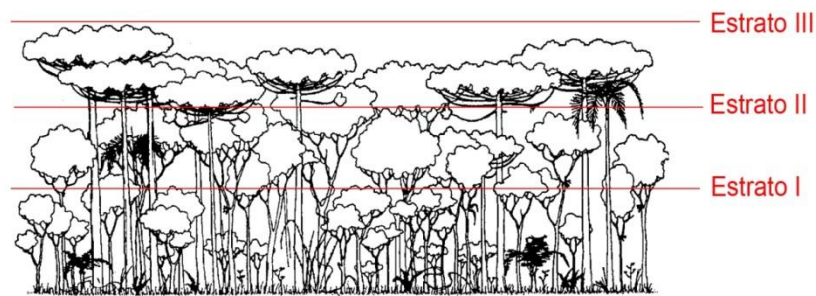


Figura 10 - Floresta Ombrófila Mista em Diferentes Estágios Arbóreos (Estrato I, II e III).  
Fonte: Adaptado de (RODERJAN et al., 2002).

#### 4.3.8 Posição da Copa

A classificação da posição da copa, conforme Dawkins (1958), pode-se determinada em função da incidência de luz em relação aos seus competidores, vizinhos mais próximos, considerando um cone com ângulo de  $90^\circ$  a partir da base da copa. O método divide a posição da copa em cinco classes, conforme apresentado na Figura 11.

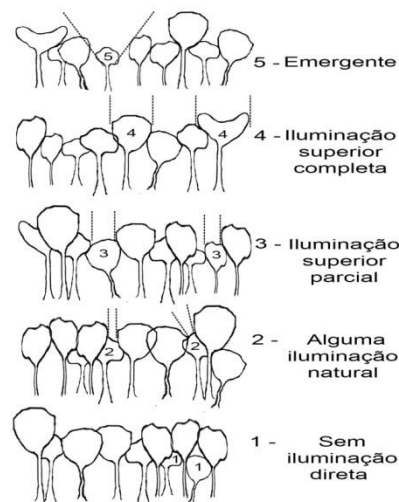


Figura 11 - Classificação da posição da copa.  
Fonte: Adaptado de (DAWKINS, 1958).

Na classe cinco “5” emergente, a superfície da copa está completamente exposta à luz no sentido vertical e está livre de competição lateral; ocorre incidência total de luz no cone. Na classe quatro “4” iluminação superior completa, a parte superior da copa está completamente exposta à luz, mas ocorre sombreamento lateral de outras copas de altura igual ou maior dentro do cone. Na classe três “3” iluminação superior parcial, a superfície da copa não fica inteiramente exposta à luz no sentido vertical, pois está parcialmente sombreada por

outras copas. Na classe dois “2” alguma iluminação natural, a superfície da copa está toda sombreada no sentido vertical, mas permanece exposta a alguma luz direta devido a uma clareira ou à extremidade de um dossel superior. Na classe um “1” sem iluminação direta, a superfície da copa está totalmente sombreada, tanto no sentido vertical quanto lateral.

#### 4.3.9 Fitossanidade das Árvores

De maneira geral, a floresta apresenta-se em equilíbrio, onde os indivíduos aumentam suas dimensões em altura, diâmetro, área basal, volume, biomassa, assim também ocorre na fase de regeneração e mortalidade natural. A mortalidade destes indivíduos pode ser em decorrência de vários fatores: senescência, ocorrência de pragas, doenças, parasitas, cipós, animais, concorrência entre as árvores, seja por água, luz ou nutrientes. Assim, faz-se necessário avaliar as condições fitossanitárias das árvores no momento do Inventário Florestal. O método consistiu na avaliação qualitativa “visual” das árvores em três categorias distintas. A fitossanidade avaliou a presença de doenças, pragas, parasitas ou cipós seguindo a seguinte escala: 1- infestação avançada, 2- infestação crônica e 3- sem infestação.

#### 4.3.10 Vigor da Copa

O vigorosidade da copa, segundo Dawkins (1958), também foram definidas em cinco classes, conforme sua forma e vigorosidade (Figura 12). Classe cinco “5”, considerada forma perfeita, não apresentando nenhuma irregularidade aparente, tanto em perspectiva superior quanto lateral. Classe quatro “4”, considerada boa forma, existe pequena irregularidade no formato da copa. Classe três “3”, considerada tolerável para a sobrevivência da espécie, as irregularidades são maiores, porém inferiores a 50% da copa. Classe dois “2”, considerada pobre, desfavorável ao desenvolvimento da espécie, as irregularidades são superiores a 50% da copa. Classe um “1”, considerada intolerável, muito desfavorável ao desenvolvimento da espécie, as irregularidades são muito grandes, podendo atingir toda a copa.



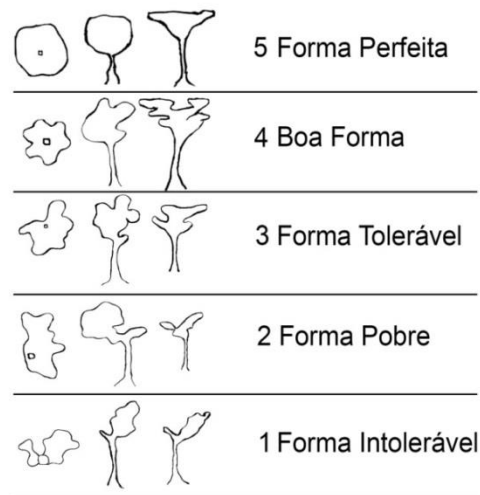


Figura 12 - Classificação da forma da copa.  
Fonte: Adaptado de (DAWKINS, 1958).

#### 4.4 Dinâmica da Floresta

A dinâmica da floresta é entendida como as mudanças florísticas e estruturais que ocorrem em uma floresta ao longo de um determinado período de tempo. O principal fator decorrente destas mudanças é o processo de sucessão ecológica. A contabilização das alterações florísticas, ingresso, mortalidade e crescimento só serão possíveis a partir de inventários permanentes. As árvores que atingiram o diâmetro mínimo estabelecidos no critério de inclusão, na segunda medição ( $\geq 10$  cm de “dap” ou 31,5 cm de “cap”) foram incluídas no estudo e inseridas como entrada ou ingresso. As árvores que se apresentarem mortas após o primeiro período, foram contabilizadas como mortas ou saída, permitindo obter as taxas de mortalidade. O aumento nas dimensões, como diâmetro (cm), altura (m), área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) ao longo do tempo foram incluídos no critério de “crescimento”.

##### 4.4.1 Incremento Periódico em Diâmetro e Área Basal

O aumento das dimensões ocorridas em um determinado período de tempo (IP) é utilizado como um indicador de crescimento. Para isso, realizou-se o estudo do crescimento em diâmetro ( $\text{cm ha}^{-1}$ ) e área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) para cada grupo sucessional de espécies, para todas as espécies, para as unidades amostrais e para os centros de classes de diâmetros.

O crescimento foi obtido com base no crescimento dos indivíduos durante os 9 anos de medição da floresta, ou seja, as árvores que permaneceram vivas durante o período (2002 a

2011), sendo descritos os incrementos ocorridos nestes intervalos. Os Incrementos Periódicos (IP) e Periódico Anual (IPA) foram calculados da seguinte forma:

$$IP_d = d_{2011; 2008 \text{ ou } 2005} - d_{2002; 2005 \text{ ou } 2008}$$

$$IPA_d = \frac{IP_d}{P} \quad (8)$$

Em que:

$d_{2011; 2008 \text{ ou } 2005}$  = DAP no final do período de crescimento avaliado (cm);

$d_{2002; 2005 \text{ ou } 2008}$  = DAP no início do período de crescimento avaliado (cm);

P = Intervalo de Medição (3; 6 e 9 anos);

$IP_d$  = Incremento Periódico em diâmetro (cm) e

$IPA_d$  = Incremento Periódico Anual em diâmetro (cm).

$$IPAG = \frac{IPG}{P} \quad (9)$$

Em que:

$G_{2011; 2008 \text{ ou } 2005}$  = Área Basal por espécie no final do período avaliado ( $m^2 ha^{-1}$ );

$G_{2002; 2005 \text{ ou } 2008}$  = Área Basal por espécie no início do período avaliado ( $m^2 ha^{-1}$ );

P = Intervalo de Medição (3; 6 e 9 anos);

$IP_G$  = Incremento Periódico em área basal por hectare ( $m^2 ha^{-1}$ ) e

$IPAG$  = Incremento Periódico Anual em área basal por hectare ( $m^2 ha^{-1}$ ).

Os crescimentos em diâmetro e área basal foram obtidos a partir da diferença entre duas ocasiões e o incremento periódico anual (IPA) pela divisão do crescimento pelos anos correspondentes a cada período considerado. As taxas de incremento em diâmetro ( $cm ha^{-1}$ ) e área basal ( $m^2 ha^{-1}$ ) foram realizadas para cada grupo sucessional de espécies, para todas as espécies, para as unidades amostrais e para os centros de classes de diâmetros para verificar os locais em que ocorrem às maiores variações no crescimento. Foram consideradas as árvores amostradas no inventário em 2002 e que permaneceram vivas no inventário de 2011.

Realizou-se também uma avaliação nos incrementos periódicos anuais de três espécies da floresta (*Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa* e *Cedrela fissilis*), analisando-se o crescimento médio e o crescimento acelerado. O crescimento acelerado leva em consideração

o incremento médio somado com o desvio padrão em módulo. Desta forma, realizou-se uma avaliação de tempo para que um indivíduo das espécies destacadas consiga atingir a dimensão mínima de 50 cm. Esta análise foi realizada com o intuito de avaliar a viabilidade do manejo florestal destas espécies com relação ao incremento e com o tempo de um possível corte seletivo.

#### 4.4.2 Ingresso

É chamado de ingresso ou entrada quando os indivíduos aumentam suas dimensões até atingirem as dimensões mínimas estabelecidas e inseridas no levantamento atual. Os ingressos ou recrutamentos foram considerados como sendo o número de indivíduos que atingiram ou ultrapassaram o diâmetro mínimo de 10,0 cm de DAP, a partir da medição posterior. Esse valor foi dividido pelo número de anos do intervalo entre as medições para obter o número de ingressos por hectare por ano (2011-2002, igual a 9 anos). A partir desse valor foi obtido o percentual anual de ingressos, pela relação entre o número de novos indivíduos no período avaliado e o número de árvores presentes na medição anterior.

Esta metodologia foi à mesma utilizada por Schaaf (2001) e Stepka (2008), que analisaram as taxas de Ingressos da seguinte forma:

$$\text{In}\% = \frac{N_{\text{In}}}{N_i} * 100 \quad (10)$$

Em que:

**In%**= Ingresso em percentagem; **N<sub>In</sub>**= Número de árvores ingressas (2011); **N<sub>i</sub>**= Número de árvores durante o período (2002).

As taxas de ingresso foram avaliadas para as espécies em geral e parcelas para verificar os locais que ocorrem as maiores taxas de ingresso de indivíduos na floresta.

Para obter as estimativas de ingresso em número de árvores para o período de monitoramento, considerou-se a árvore viva que apresentou DAP mínimo na primeira ocasião de monitoramento e que, na ocasião seguinte ( $j+1$ ) apresentou DAP igual ou superior ao nível de inclusão. A partir das estimativas do número de árvores que ingressaram, por hectare, por espécie, estimou-se as taxas de ingresso.

#### 4.4.3 Mortalidade

A mortalidade refere-se ao número de árvores existentes inicialmente e que morreram, a partir da medição futura, obtendo-se assim as taxas de mortalidade. A taxa de mortalidade foi computada de forma absoluta e relativa como calculado por Schaaf (2001):

$$M\% = \frac{N_m}{N_i} * 100 \quad (11)$$

Em que:

**M%**= Mortalidade em percentagem; **N<sub>m</sub>**= Número de árvores mortas; **N<sub>i</sub>**= Número de árvores vivas no período avaliado.

As taxas de mortalidade foram avaliadas para as espécies em geral, para as parcelas e classes de diâmetro para verificar os locais que ocorrem às maiores variações nas taxas de mortalidade na floresta.

Para obter as estimativas de mortalidade, número de árvores, por espécie, parcelas e classe de diâmetro, considerou-se morta à árvore viva na *j-ésima* ocasião de monitoramento e que estivesse morta na ocasião seguinte (*j+1*).

#### 4.5 Estrutura Diamétrica

As florestas inequiâneas são originadas da regeneração natural, de maneira contínua, onde são encontradas árvores com idades diferentes. Quando a floresta está em equilíbrio dinâmico, ocorre regeneração, crescimento e mortalidade, em consequência, a estrutura diamétrica apresenta-se na forma exponencial negativa, indicando que uma grande quantidade de indivíduos jovens ocorre nas classes de diâmetro menores, e uma frequência menor de indivíduos ocorre nas maiores classes de diâmetro.

A estrutura diamétrica possibilita caracterizar tipologias vegetais, estágios sucessionais, estados de conservação, regimes de manejo, processos dinâmicos de crescimento e produção, grupos ecológicos de espécies, sendo utilizada como guias de corte e, sobretudo, como verificador de sustentabilidade ambiental de manejo.

Por meio da estrutura diamétrica pretende-se avaliar o comportamento das espécies, nos grupos ecológicos (Pioneiras, Secundárias Iniciais, Secundárias Tardias e Clímax), nos

agrupamentos das parcelas formados pela análise de cluster (Grupo I, II e III) e para as espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* para verificar as variações da estrutura diamétrica da floresta durante o período de 2002 e 2011 e comprovar a hipótese de que a Função de Densidade de Probabilidade usada possa ter sido extraída de uma população (ao nível de probabilidade de 95% ou  $\alpha = 5\%$ ), a qual tem uma distribuição especificada. Em ambos os casos utilizou-se intervalo entre classes de 10 cm.

Foram ajustadas as funções densidade de probabilidade Meyer Tipo I e II e Weibull (2 e 3 parâmetros). As funções de densidade de probabilidade Exponencial (Meyer Tipo I e II) são descritas conforme as equações:

A função de densidade de probabilidade Exponencial é descrita como:

$$f_{(x)} = \begin{cases} \lambda e^{-\lambda x}; & x > 0 \\ 0; & x < 0 \end{cases}$$

O ajuste foi realizado pelo método de regressão linear, após a logaritmização dos modelos a seguir:

Função de Meyer Tipo I:

$$N_i = K \cdot e^{-B \cdot d_i} \quad (12)$$

Função de Meyer Tipo II:

$$N_i = K \cdot e^{-B \cdot d_i^2} \quad (13)$$

Em que:

$N_i$  = Número de árvores na classe  $i$ ;  $K$  e  $B$  = parâmetros a serem estimados;  $d_i$  = valor central da classe de diâmetro;  $e$  = base do logaritmo neperiano.

A função de densidade de probabilidade Weibull 2 parâmetros  $f(x)$  e a sua respectiva distribuição acumulativa  $F(x)$  são expressas pelas fórmulas:

Função Weibull 2P:

$$f_{(x)} = \frac{c}{b} \left(\frac{x}{b}\right)^{c-1} e^{-\left(\frac{x}{b}\right)^c}$$

$$F(X) = 1 - \exp \left[ - \left( \frac{X}{b} \right)^c \right] \quad (14)$$

Em que:

$b$  = Parâmetro de escala;  $c$  = Parâmetro de forma.

A função de densidade de probabilidade Weibull 3 parâmetros  $f(x)$  e a sua respectiva distribuição acumulativa  $F(x)$  são expressas pelas fórmulas:

Função Weibull 3P:

$$f_{(x)} = \frac{c}{b} \left( \frac{x-a}{b} \right)^{c-1} e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c}$$

$$F(X) = 1 - \exp \left[ - \left( \frac{X-a}{b} \right)^c \right] \quad (15)$$

Em que:

$a$  = Parâmetro de localização;  $b$  = Parâmetro de escala;  $c$  = Parâmetro de forma.

Após a seleção da amostra, procurou-se comprovar a hipótese de que a mesma possa ter sido extraída de uma população, a qual tem uma distribuição especificada. O tipo de teste empregado foi o teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (K-S). Pressuposições: a) os dados consistem de observações independentes constituindo uma amostra aleatória de tamanho “ $n$ ” de uma função de distribuição desconhecida, denotada por  $f(x)$ ; b) a escala de mensuração é, no mínimo, ordinal.

Hipóteses  $H_0$ : não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $f_o(x) = f_e(x)$ );  $H_1$ : há diferença entre as frequências esperadas e as frequências observadas, ( $f_o(x) \neq f_e(x)$  ou  $f_o(x) > f_e(x)$  ou  $f_o(x) < f_e(x)$ ).

Procedimento: a) especificar  $f_o(x)$  = distribuição teórica acumulada sob  $H_0$  (proporção de casos esperados em escores menores ou iguais a  $x$ ); b) dispor os escores observados em uma distribuição acumulativa, fazendo corresponder cada intervalo de  $f_e(x)$  com o intervalo comparável de  $f_o(x)$ ; onde  $f_e(x)$  = distribuição acumulada observada =  $k/n$ , onde  $k$  é o número de observações menores ou iguais a  $x$ ; c) para cada posto da distribuição acumulativa, subtrair  $f_e(x)$  de  $f_o(x)$ ; d) determinar “ $d$ ” = máximo  $|f_o(x) - f_e(x)|$ ; o teste de Kolmogorov-Smirnov localiza a maior diferença, ou seja, o maior valor de “ $d$ ” (desvio máximo); e) mediante

referência a uma tabela específica, determinar a probabilidade (bilateral) associada à ocorrência, sob  $H_0$ , de valores tão grandes quanto o valor observado de “ $d$ ”; f) para um teste unilateral, com  $f(x) < f_0(x)$ :  $d^+ = \text{máximo } |f_0(x) - f_e(x)|$ ; g) para um teste unilateral, com  $f(x) > f_0(x)$ :  $d^- = \text{máximo } |f_e(x) - f_0(x)|$ .

A distribuição amostral de “ $d$ ”, sob  $H_0$ , é conhecida, sendo que a tabela mostra certos valores críticos dessa distribuição amostral. A significância de “ $d$ ” depende do tamanho da amostra “ $n$ ”.

Regra de decisão: rejeita-se  $H_0$ , ao nível de significância  $\alpha$ , se as estatísticas “ $d$ ”,  $d^+$  ou  $d^-$  excedem em  $(1-\alpha)$  o valor tabelado, ou seja, a amostra não se origina de uma suposta distribuição, espera-se encontrar grandes discrepâncias entre  $f_e(x)$  e  $f_0(x)$ .

Se  $p > \alpha$ , aceita-se  $H_0$  (aceita-se a distribuição testada);

Se  $p \leq \alpha$ , rejeita-se  $H_0$  (teste significativo, rejeita-se a distribuição testada).

Conclusão: Se o valor  $p > \alpha$ , deve-se aceitar  $H_0$  indicado pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, o qual conclui-se que deve-se aceitar a distribuição testada.

#### 4.6 Dinâmica da Estrutura Fitossociológica da Floresta

Os parâmetros da estrutura fitossociológica horizontal e da diversidade da floresta foram obtidos com o auxílio do *Software* MATA NATIVA 2 (CIENITEC, 2006). Foram avaliadas e quantificadas as espécies, gêneros e famílias, sendo os dados manipulados em planilhas eletrônicas *Microsoft Excel*®.

Após a avaliação da estrutura dos dados, localizou-se todas as árvores com mais de uma inserção de fuste abaixo do dap. Esta localização fez-se necessário porque na estrutura horizontal estima-se o número de árvores por ha, ou seja, o indivíduo, desconsiderando as bifurcações. Já para o manejo florestal cada fuste abaixo do DAP deve ser considerado um indivíduo. Para estimar a Dominância Absoluta, basta somar todas as seções transversais de todos os fustes ocupados pelas árvores a 1,30 m do solo. Para a Densidade e Frequência não foi considerado os fustes, mas sim o indivíduo, por exemplo, se houver três inserções de fustes abaixo do dap, será computado apenas uma única árvore. Foram somadas as seções transversais das árvores com mais de um fuste, retornado ao diâmetro, efetuado o processo inverso para a realização da análise Fitossociológica. A representação da área basal transformada em diâmetro tem a seguinte notação matemática:

$$G = g_1 + g_2 + g_3 + \dots + g_n$$

$$\sqrt{d_i} = \frac{\Sigma G}{\pi} \times 40.000 \quad (16)$$

Em que:

$g_i$ = área da seção transversal a 1,3m do solo;  $G$ = Somatório das seções transversais a 1,30 m do solo;  $d_i$ = diâmetro a 1,30 m do solo;  $\pi$ = Constante equivalente a 3,141592654.

#### 4.6.1 Dinâmica da Estrutura Horizontal da Floresta

Para a análise da dinâmica da estrutura horizontal da floresta, foram realizado os cálculos dos parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas nos anos de 2002 e 2011. Assim, foi possível identificar as variações estruturais ocorridas no fragmento, bem como compreender a dinâmica das espécies presentes.

Na caracterização da dinâmica da estrutura horizontal foram avaliados os seguintes parâmetros fitossociológicos: a) Densidade absoluta e relativa; b) Frequência absoluta e relativa; c) Dominância absoluta e relativa; d) Valor de cobertura e e) Valor de importância.

a) A densidade absoluta é dada pelo número de indivíduos de determinada espécie presente por unidade de área. A representação da densidade absoluta tem a seguinte notação matemática:

$$DA = \frac{n_i}{ha} \quad (17)$$

Em que:

$DA$ = Densidade absoluta da  $i$ -ésima espécie, em número de indivíduos por hectare;  $n_i \text{ ha}^{-1}$ = Número de indivíduos da  $i$ -ésima espécie na amostragem em ha.

A densidade relativa (DR) é caracterizada pela quantidade de árvores de cada espécie por ha em percentagem. A representação da densidade relativa tem a seguinte notação matemática:

$$DR = \frac{DA}{DT} * 100 \quad (18)$$

$$DT = N/ha$$



Em que:

**DR**= Densidade Relativa; **DA**= Densidade Absoluta; **DT**= Densidade total, em número de indivíduos por ha (soma das densidades de todas as espécies amostradas); **N**= Número total de indivíduos amostrados de todas as espécies.

b) A frequência expressa à uniformidade de distribuição horizontal de cada espécie, caracterizando sua ocorrência dentro das parcelas. Cada parcela de 1 ha foi considerado uma unidade amostral. A frequência absoluta (FA) é expressa pela porcentagem de parcelas em que a espécie ocorre. A representação da frequência absoluta tem a seguinte notação matemática:

$$FA = \frac{np}{NP} * 100 \quad (19)$$

Em que:

**FA**= Frequência absoluta da i-ésima espécie no fragmento florestal; **np**= Número de unidades amostrais de ocorrência da espécie e **NP**= Número total de parcelas amostradas.

A frequência relativa (FR) representa a porcentagem da frequência absoluta de cada espécie em relação à frequência total por hectare ( $\Sigma FA$ ). A representação da frequência relativa tem a seguinte notação matemática:

$$FR = \frac{FA}{\Sigma FA} * 100 \quad (20)$$

Em que:

**FR**= Frequência relativa da i-ésima espécie no fragmento florestal e **FA**= Frequência absoluta da i-ésima espécie no fragmento florestal.

c) A dominância absoluta (DoA) é a soma das áreas transversais ( $g_i$ ) de cada espécie por unidade de área ( $\Sigma g_i$ ). A representação da dominância absoluta tem a seguinte notação matemática:

$$DoA = \Sigma g_i / ha \quad (21)$$

$$g_i = \frac{dap^2 * \pi}{40.000}$$

Em que:

**DoA**= Dominância absoluta da i-ésima espécie, em m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>; **g<sub>i</sub>**= Área da seção transversal da i-ésima espécie, em m<sup>2</sup>, na área amostrada; **dap**= diâmetro a altura do peito (1,30 m) e **π**= constante (3,14169265).

A dominância relativa (**DoR**) é o percentual da área basal de cada espécie na área basal total das parcelas avaliadas. A representação da dominância relativa tem a seguinte notação matemática:

$$DoR = \frac{DoA}{\sum DoA} * 100 \quad (22)$$

Em que:

**DoA**= Dominância absoluta da i-ésima espécie, em m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e **∑DoA**= Dominância total, em (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) “soma de todas as espécies”.

d) O valor de cobertura é a somatória da densidade relativa e dominância relativa das espécies amostradas, informando a importância ecológica da espécie em termos de distribuição horizontal, baseando-se apenas na densidade e na dominância. Seu valor máximo é 200, pois soma a densidade relativa (máximo 100) e a dominância relativa (máximo 100) (CIENITEC, 2006). A representação do valor de cobertura tem a seguinte notação matemática:

$$VC = DR + DoR \quad (23)$$

$$VC(\%) = \frac{VC}{2}$$

Em que:

**VC**= Valor de cobertura; **DR**= Densidade relativa e **DoR**= Dominância relativa.

e) O valor de importância é a somatória dos parâmetros relativos de densidade, dominância e frequência das espécies amostradas, informando a importância ecológica da espécie em

termos de distribuição horizontal. Seu valor máximo é 300, pois soma a densidade relativa (máximo 100), dominância relativa (máximo 100) e a frequência relativa (máximo 100). A representação do valor de importância tem a seguinte notação matemática:

$$VI=DR+DoR + FR \quad (24)$$

$$VI(\%)= \frac{VI}{3}$$

Em que:

**VI**= Valor de importância; **DR**= Densidade relativa; **DoR**= Dominância relativa e **FR**= Frequência relativa.

#### 4.6.2 Diversidade florística

A diversidade é relativa ao número de espécies arbóreas e suas abundâncias no conjunto de indivíduos arbóreos. Esta análise visa estabelecer referências que permitam avaliar o quanto uma floresta é diversa em termos de espécies.

É caracterizada através dos Índices de Diversidade. Estes índices, além de representar a diversidade, permitem observar a uniformidade de distribuição dos indivíduos na floresta.

Para caracterizar as alterações ocorridas na diversidade florística foram empregados:

- a) Índice de *Shannon-Wiener* ( $H'$ );
- b) Índice de *Simpson* ( $D$ );
- c) Equabilidade de *Pielou* ( $J'$ ) e
- d) Índice de Riqueza de Odum ( $O$ ).

O Índice de *Shannon-Wiener* ( $H'$ ), assume que os indivíduos são amostrados aleatoriamente a partir de um conjunto infinitamente grande, assumindo também que todas as espécies estão representadas na amostra, considerando igual o peso entre as espécies raras e abundantes, sendo expresso da seguinte forma:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln p_i \quad (25)$$

Em que:

$p_i = n_i/N$ ;  $n_i$  = número de indivíduos amostrados da  $i$ -ésima espécie;  $N$  = número total de indivíduos amostrados;  $\ln$  = logaritmo neperiano.

Quanto maior for o valor de ( $H'$ ), maior será a diversidade florística da população em estudo. Este índice expressa riqueza e uniformidade. Os valores de  $H'$  geralmente situam-se entre 1,3 e 3,5 podendo exceder a 4,0 e alcançar 4,5 em ambientes de florestas tropicais.

O Índice de *Simpson* ( $D$ ) fornece a probabilidade de dois indivíduos quaisquer retirados aleatoriamente de uma comunidade pertencer a diferentes espécies. É uma medida principalmente de dominância e atribui um peso maior às espécies comuns. O valor estimado de  $D$  varia de zero “0” a um “1”, sendo que para valores próximos de um, a diversidade é considerada maior, indicando homogeneização e aumento da dominância.

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S \frac{n_i \cdot (n_i - 1)}{N \cdot (N - 1)} \quad (26)$$

Em que:

$D$  = índice de dominância de *Simpson*;  $n_i$  = número de indivíduos amostrados da  $i$ -ésima espécie;  $N$  = número total de indivíduos amostrados e  $S$  = número de espécies amostradas.

O índice de equabilidade de *Pielou* considera que a diversidade de uma comunidade depende de dois fatores: a) o número de espécies e b) igualdade com que os indivíduos estão distribuídos entre eles. O índice de Equabilidade compreende o intervalo [0; 1], onde 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes. É determinado pela fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} \quad (27)$$

Em que:

$J'$  = Índice de Equabilidade de *Pielou*;  $H'$  = Índice de diversidade de *Shannon-Wiener*;  $H'_{\max}$  = diversidade máxima, que é dada por  $\ln(S)$ ;  $S$  = número de espécies amostradas (riqueza).

O índice de Riqueza de *Odum* (1960) é uma variação do quociente de mistura de *Jentsch* (*QM*), para medir a intensidade de mistura de espécies. Quanto maior o seu valor maior será a diversidade.

$$O = \frac{S}{\ln N} \quad (28)$$

Em que:

**O**= Índice de *Odum*; **S**= número de espécies; **N**= número total de indivíduos e **ln**= logaritmo neperiano.

#### 4.6.3 Similaridade Florística

Os índices de similaridade são expressões matemáticas utilizadas para comparar a flora de duas ou mais comunidades vegetais, indicando o grau de semelhança entre elas. O Índice de Similaridade Florística de *Jaccard*, os valores variam de 0 a 1 (1= 100%), quanto mais próximo de 1, apresentam maior semelhança. Pode-se utilizar dados quantitativos ou qualitativos. É usado para comparar similaridade de parcelas em termos de composição de espécies. Nas comparações numéricas das comunidades usam-se técnicas estatísticas que, partindo das tabelas brutas ou matrizes primárias de atributos/amostras e, mediante uma série de tratamentos matemáticos, permitem obter matrizes secundárias de semelhanças ou similaridades.

$$S = \begin{matrix} 1 & S_{11} & S_{12} & S_{13} \\ 2 & \vdots & \vdots & \vdots \\ 3 & S_{31} & S_{32} & S_{33} \end{matrix}$$

$$S_j = \frac{c}{a + b + c} \quad (29)$$

Em que:

**S<sub>11</sub>, S<sub>12</sub>, ..., S<sub>ij</sub>**= Cada valor de **S** é um coeficiente de similaridade, entre um par de amostras ou entre um par de espécies; **S<sub>j</sub>**= Coeficiente de similaridade; **a**= Número de espécies únicas da parcela 1; **b**= Número de espécies únicas da parcela 2; **c**= Número de espécies comuns em ambas as parcelas.

O Índice de Similaridade de *Sorensen* ou coeficiente de *Sorensen* ( $C_s$ ), relaciona o duplo número de espécies comuns com a soma do número de espécies da amostra, sendo que  $C_s=1$ , tem-se associação completa e se  $C_s=0$ , não existe associação. Este índice baseia-se na presença ou ausência das espécies. As espécies comuns entre duas amostras quando comparadas recebem um peso maior do que aquelas espécies que são exclusivas a uma ou outra amostra. É obtido por:

$$C_s = \frac{2a}{2a+b+c} \quad (30)$$

Em que:

$C_s$  = Coeficiente de *Sorensen*;

$a$  = Número de espécies comuns as duas comunidades;

$b$  = Número de espécies exclusivas a comunidade A;

$c$  = Número de espécies exclusivas a comunidade B;

#### 4.6.4 Distribuição Espacial

O padrão espacial das espécies arbóreas está relacionado com as características específicas da espécie (tipo e dispersão da semente, estágio sucessional, associação com outras espécies). A distribuição espacial é a organização das árvores dentro de um espaço físico.

O padrão de distribuição espacial das espécies foi determinado por meio do índice de *Payandé* ( $P_i$ ), frequentemente utilizado em análises fitossociológicas. Foi utilizado o banco de dados obtido no período de 2011. Este índice classifica a distribuição espacial das espécies em aleatórias ou não agrupamento, se ( $P_i < 1$ ), com tendência ao agrupamento ( $1 \leq P_i \leq 1,5$ ) e agrupadas ou agregadas ( $P_i > 1,5$ ). Foram consideradas na análise as espécies com mais de cinco indivíduos amostrados na área total, para evitar que estas sejam determinadas aleatórias pelo fato de serem raras no local. Por meio deste índice obtém-se o grau de agregação da espécie por meio da relação entre a variância do número de árvores por parcela, e a média do número de árvores (PAYANDEH, 1970):

$$P_i = \frac{S_i^2}{M_i} \quad (31)$$

$$M_i = \frac{\sum_{j=1}^j n_{ij}}{u_T} \quad (32)$$

$$S_i^2 = \frac{\sum_{j=1}^j n_{ij}^2 - \frac{(\sum_{j=1}^j n_{ij})^2}{u_T}}{u_T - 1} \quad (33)$$

Em que:

$M_i$ = média do número de árvores da *i-ésima* espécie;  $S_i^2$ = variância do número de árvores da *i-ésima* espécie;  $n_{ij}$ = número de indivíduos da *i-ésima* espécie;  $u_T$ = número total de unidades amostrais.

#### 4.7 Análise de Agrupamento

Na Estatística Multivariada foi utilizada a técnica de análise de agrupamento para formação de grupos florísticos. Uma matriz (25 x 120) foi estruturada com a *i-ésima* parcela (25) e *j-ésima* variável (número de indivíduos de 120 espécies encontrados em 2011).

A partir desta matriz, foi realizada uma análise de agrupamento através do método aglomerativo hierárquico. A similaridade entre as parcelas foi obtida pelo método da distância euclidiana ao quadrado. O algoritmo considera que em cada estágio pareado à distância ou similaridade entre grupos é determinada pela maior distância (menor similaridade) entre os dois elementos, um de cada grupo.

A representação gráfica dos resultados da análise de agrupamento foi feita pelo uso de dendrograma, obtido pelo método de Ligação *Ward*.

O dendrograma demonstra a similaridade relativa entre os indivíduos (parcelas). No eixo das ordenadas (Y) é apresentada a ordenação dos indivíduos de acordo com a similaridade ou distância e, no eixo das abscissas (X), observa-se a distância de ligação entre os mesmos. A interpretação do dendrograma é intuitiva, em que os indivíduos similares aparecem próximos uns aos outros e com distâncias de ligação menores.

A análise de agrupamentos classifica objetos de modo que cada objeto é muito semelhante aos outros no agrupamento em relação a algum critério de seleção predeterminado. Os agrupamentos resultantes de objetos devem então exibir elevada homogeneidade interna (nos agrupamentos) e elevada heterogeneidade externa (entre agrupamentos). Assim, se a classificação for bem sucedida, objetos mais semelhantes estarão próximos quando representados graficamente e distantes quanto mais dissimilares, formando

diferentes agrupamentos (HAIR et al., 1998).

Após obtidos os grupos, foi realizada uma análise discriminante objetivando obter funções discriminantes para classificá-los em gráficos de ordenação e testar a significância dos grupos obtidos. Esta análise foi realizada através do método Discriminante Linear de Fisher para diversas populações.

#### 4.7.1 Análise discriminante

A análise discriminante foi utilizada com o objetivo de testar diferenças estatísticas significantes, em um dado nível de probabilidade, entre os grupos resultantes, determinar funções discriminantes que permitam classificar novos indivíduos nos grupos, construir regras de alocação para identificar os indivíduos como membros de um dos  $n$  grupos obtidos e estimar a probabilidade de classificações corretas.

A análise discriminante, conhecida como *Discriminante Linear de Fisher*, reduz o número de variáveis para um número menor de parâmetros, que são funções discriminantes linearmente dependentes das variáveis originais. Desta forma, os grupos poderão ser visualizados num espaço multidimensional, menor que o anterior e os coeficientes das funções discriminantes indicarão a contribuição das variáveis originais para cada função discriminante.

Fisher sugeriu o uso da combinação linear das variáveis aleatórias de  $X$ , para obtenção dos  $Y$ . Esta combinação linear, conhecida como *Função Discriminante Linear de Fisher*, é dada por:

$$Y = \underline{c}' \underline{X} = (\underline{\mu}_1 - \underline{\mu}_2)' \Sigma^{-1} \underline{X} \quad (34)$$

Em que:

$\underline{\mu}$  = vetor médio populacional,  $\Sigma$  = matriz de covariância,  $\underline{X}$  = variável aleatória.

O método discriminante utilizado foi o *Stepwise*, que seleciona as variáveis para entrar na análise, baseando-se nas suas capacidades de discriminação. O processo se inicia, selecionando a variável que apresenta maior valor de discriminação. Esta variável é pareada com as demais variáveis, uma de cada vez e o critério de seleção é novamente comparado. A variável que, em conjunto com a primeira selecionada, produzir o melhor valor para o critério,



é a segunda variável escolhida para entrar na análise. Estas duas variáveis selecionadas são combinadas com as demais remanescentes e a combinação que apresentar o maior valor para o critério de seleção determinará a terceira variável a entrar na equação. Do mesmo modo, todas as demais variáveis são testadas através do critério de seleção, até que todas sejam ordenadas pelas suas capacidades de discriminação, ou então, que algumas sejam eliminadas por não apresentarem um potencial mínimo tolerado de discriminação. Isto ocorre porque as informações nelas contidas já foram avaliadas em alguma combinação das variáveis incluídas. Outras variáveis podem ser redundantes e devem ser excluídas.

O método de seleção utilizado foi o *Lambda de Wilks* ( $\Lambda^*$ ), que considera como critério de seleção de variáveis, o valor da *Estatística F Multivariada*, para o teste da diferença entre os centróides dos grupos. A variável que maximiza o valor da estatística *F*, também minimiza o  $\Lambda^*$ , que é uma medida de discriminação entre os grupos (LONGHI, 1997).

#### 4.8 Distribuição Espacial

A distribuição espacial das espécies foi analisada pela Função *K* de *Ripley*, que tem por objetivo avaliar o padrão de distribuição espacial de espécies ocorrentes em uma determinada área de estudo.

As coordenadas X e Y (coordenadas local) ou “E e N” (coordenadas UTM) para cada árvore foram consideradas como um evento dentro da unidade amostral em estudo, para aplicação da função *K* de *Ripley* univariada.

Foi utilizado o modelo de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE) para a função univariada, ou seja, que existe ausência de algum tipo de dependência entre eventos (BATISTA, 1994; CAPRETZ, 2004). Esta hipótese atua como uma separação entre padrões, fazendo distinção entre um padrão classificado como regular ou agregado (ANJOS et al., 2004).

A escala da janela de distância *s* (m) utilizado nesta pesquisa foi de 50 metros, ou seja, a metade de um dos lados de cada unidade amostral, por serem quadrados (100 x 100 m). O estimador de *Ripley* é um estimador não viciado da função *K*, para distâncias inferiores à metade do menor lado do retângulo (CAPRETZ, 2004).

A hipótese de Completa Independência Espacial proposta por *Ripley* (1977) foi testada para verificar o padrão de distribuição espacial destes indivíduos. Para comparar o padrão espacial observado com modelos, fez-se necessário construir envelopes de confiança.

Na Função univariada, os envelopes de confiança são construídos por meio de simulações de Montecarlo. Um padrão espacial completamente aleatório é simulado com base no número de árvores verificadas no campo. Para cada mapa resultante, calculou-se a Função  $K$ . Após mil simulações do padrão espacial segundo o modelo de CAE, e após o cálculo da função  $K$  para cada simulação, os valores máximos e mínimos de cada cálculo foram armazenados para cada distância “ $s$ ”. Tais valores foram utilizados para obter os limites inferior e superior do envelope.

A interpretação dos resultados é conforme o comentário a seguir: o envelope de confiança é identificado por linhas pontilhadas, sendo sempre uma positiva e outra negativa. O valor de  $K$  em cada caso é identificado pela linha contínua e de maior espessura. Para aceitar a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial, a linha indicando os valores de  $K$ , devem permanecer dentro do envelope de confiança, caso contrário a hipótese de variedade ou aleatoriedade espacial é rejeitada e assume-se que o padrão de distribuição dos indivíduos na área é agregado, quando passar do limite superior do envelope (valores positivos), ou regular, quando passar do limite inferior (valores negativos) (RODE, 2008).

Utilizou-se o *Software R* para as análises estatísticas espaciais que, por simulações 1.000 (um mil) que constrói intervalos de confiança, nos quais os dados são comparados com os dados observados. A análise foi realizada para todos os indivíduos das espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* (devido ao elevado potencial madeireiro), também separados em classes de dap com intervalos de 10 em 10 cm, indivíduos menores que 50 cm de dap e indivíduos maiores que 50 cm de dap (relação espacial apenas entre indivíduos adultos).

#### **4.9 Quantificação da competição entre os indivíduos**

O *status* de competição para cada árvore objeto foi quantificado utilizando o conceito de competição dos indivíduos pela distância e o diâmetro, no qual árvores maiores restringem o crescimento das árvores vizinhas menores (TOMÉ; BURKHART, 1989; SCHWINNING; WEINER, 1998). Portanto, considerou-se competidor ativo toda árvore vizinha à árvore objeto. Foram selecionadas 60 árvores objeto (*Araucaria angustifolia*) e, de acordo com o diâmetro de copa e sua projeção no solo, foram definidas três classes de diâmetro de copa: 8 m, 12 m e 16 m de diâmetro para as árvores objeto que apresentam os diâmetro de copa de 4 a 8 m, 8 a 12 m e de 12 a 16 m, respectivamente. As árvores presentes nessas áreas (50,27 m<sup>2</sup>, 113,10 m<sup>2</sup> e 201,06 m<sup>2</sup>) foram consideradas indivíduos competidores.

Foi utilizado o índice de competição dependente da distância que levou em consideração: 1) medidas da densidade da floresta, as quais incluem a dimensão de cada árvore individual e avalia-se, portanto, o ambiente geral de competição existente na floresta; 2) medidas da dominância da árvore, os quais incluem a dimensão individual da árvore central e traduzem geralmente a dominância da árvore dentro da floresta em estudo, dominância esta que é determinada pelas condições ambientais e de competição. Este índice é uma medida da dominância da árvore em relação às outras árvores da unidade amostral.

Para quantificar a competição experimentada de cada indivíduo (*status* competitivo) foi utilizado um índice de competição baseado no tamanho da árvore. Os índices assumem a hipótese de que o efeito competitivo de uma árvore vizinha aumenta com o aumento do seu tamanho (dap) e da proximidade ( $dist_{ij}$ ). De acordo o método de seleção de competidores, árvores sem efeito da competição apresentam valores zero e não negativos para os índices.

Para definição dos competidores admite-se um ponto-estação com o centro na árvore objeto “central”, considerando-se como competidores, todas as árvores que obedecem à condição de contagem de acordo com uma determinada distância (Figura 13); o número de competidores fica então dependente da distância estabelecida.

$$D_{ij} < rd_i$$

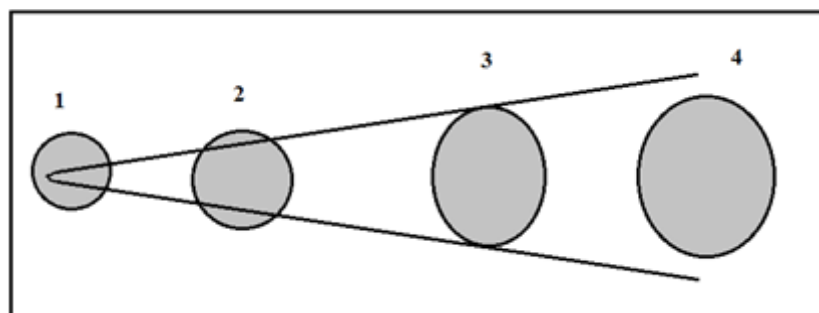


Figura 13 - Seleção de competidores com base na amostragem pontual de Bitterlich (densidade pontual de Spurr e índices com base na soma de uma função das dimensões ponderada pela distância), onde as distâncias máximas foram definidas em três classes de acordo com o diâmetro de copa das árvores objeto.

Em que:

**1=** Árvore central ou árvore objeto; **2=** competidor; **3=** árvore limite (competidor); **4=** árvore fora dos limites (não competidor).

Quando uma árvore apresenta pequeno porte (diâmetro, copa) em relação às árvores

vizinhas assume-se que a mesma apresentou considerável grau de competição e, possivelmente, falta de vigor competitivo (DAVIS; JOHNSON, 1987). Logo, a associação destas variáveis com o crescimento periódico pode aumentar o poder de explicação da variância ocorrida no incremento periódico em área basal.

O índice de saliência da árvore (índice morfométrico) foi utilizado para descrever o vigor entre árvores com o mesmo diâmetro e indica o espaço necessário para o crescimento da árvore à medida que cresce em diâmetro (dap). Essa variável está relacionada, de forma positiva, com o crescimento em área basal. Assim, para duas árvores de mesmo diâmetro, a diminuição do quociente  $dc/d$  de Assmann (1970) pode indicar efeito da competição que a árvore sofre.

#### 4.10 Densidade ótima para o crescimento de *Araucaria angustifolia*

Com a finalidade de determinar qual a densidade que o incremento em área basal foi negativamente afetado, a área basal das árvores competidoras, ao redor de cada árvore objeto, foram calculadas sendo expressas por unidade de hectare ( $G_i \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ). A determinação do valor da densidade onde o crescimento decresce, pode posicionar o manejador que está interessado em maximizar o incremento em área basal das árvores na floresta.

Para calcular ( $G_i \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) utilizou-se o conceito de densidade pontual de Spurr (SPURR, 1962) que emprega o método de soma de ângulos (ASM=Angle-Summation Method) formado entre o ponto central da parcela (nesse caso a árvore objeto) com o diâmetro ( $d_j$ ) e distância ( $Dist_j$ ) entre a  $j$ -ésima árvore competidora e a árvore objeto. Assim, a área basal média por hectare excluindo a árvore objeto foi obtida por meio da formulação de (SPURR, 1962):

$$\bar{G}_i = \frac{\left\{ \left( n - \frac{1}{2} \right) * \left[ \frac{\left( \frac{d_j}{Dist_j} \right)^2}{4} \right] \right\}}{n} \quad (35)$$

Em que:

$n$ = representa o total de indivíduos competidores ao redor de uma árvore objeto;  $(d_j/Dist_j)^2/4$ = representa o ângulo de contagem contabilizado para cada indivíduo competidor.

Na prática, Spurr (1962) mencionou que a média aritmética obtida por esta fórmula, será muito próxima da área basal estimada pelo método de contagem angular (ACM=Angle-Count Method) de Bitterlich.



## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Suficiência Amostral

A área ocupada com floresta nativa na Flona de Irati é de aproximadamente de 2.013 ha (57,6%). Foi amostrada 25 parcelas de 1 ha cada, o que representa uma intensidade de amostragem ( $f$ ) de 1,24%. A população foi considerada como infinita ( $1-f \geq 0,98$ ), assim o fator de correção pode ser desprezado.

$$f = \frac{25}{2.013} = 0,0124 \times 100 = 1,24\% \quad (36)$$

Em que:

$f$  = Fração amostral

$$1-f = 0,9876$$

Para verificar o número mínimo de unidades amostrais necessárias para cada período avaliado (2002, 2005, 2008 e 2011), foram efetuados os cálculos de intensidade amostral para a variável área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), utilizando a variância em área basal, erro de 10% ao nível de probabilidade de 95%, alfa de 5%, obtendo, assim,  $t$  tabelado de 2,064 para 25 unidades amostrais, para  $(n-1)$  24 graus de liberdade. Abaixo segue os resultados das estimativas: área total, área amostrada, número ótimo de parcelas, área basal média, desvio padrão, variância, variância da média, erro padrão da média, coeficiente de variação em percentual, valor de  $t$  tabelado na distribuição de Student, erro de amostragem absoluto e em percentagem e intervalo de confiança para a média por hectare à 95% de probabilidade:

1- Variável utilizada ( $G_i \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$ ); 2- Área total (2.013 ha); 3- Área amostrada (25 ha); 4- Número ótimo de parcelas (11 ha); 5- Área basal média (28,6823; 29,8690; 30,2357; 30,6418  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ); 6- Desvio Padrão (4,3975; 4,5259; 4,5614; 4,6376  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ); 7- Variância (19,3380; 20,4841; 20,8067; 21,5076  $\text{m}^4 \text{ha}^{-1}$ ); 8- Variância da média (0,7735; 0,8194; 0,8323; 0,8603); 9- Erro padrão da média (0,8795; 0,9052; 0,9123; 0,9275); 10- Coeficiente de variação em percentual (15,3317; 15,1526; 15,0863; 15,1350 %), 11- Valor de “ $t$ ” tabelado na distribuição de Student (2,064); 12- Erro de amostragem absoluto (1,8152; 1,8682; 1,8829; 1,9143  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ); 13- Erro de amostragem relativo (6,3286; 6,2547; 6,2273; 6,2474 %); 14- Intervalo de

confiança para a média por hectare à 95% de probabilidade ( $26,8671 \leq \bar{X} \leq 30,4975$ ;  $28,0008 \leq \bar{X} \leq 31,7373$ ;  $28,3529 \leq \bar{X} \leq 32,1186$ ;  $28,7274 \leq \bar{X} \leq 32,5561$ ).

Para verificar a suficiência amostral em relação a representação da composição florística, utilizou-se a curva que relaciona o número de espécie com a área para cada período de medição, conforme apresentado na Figura 14.

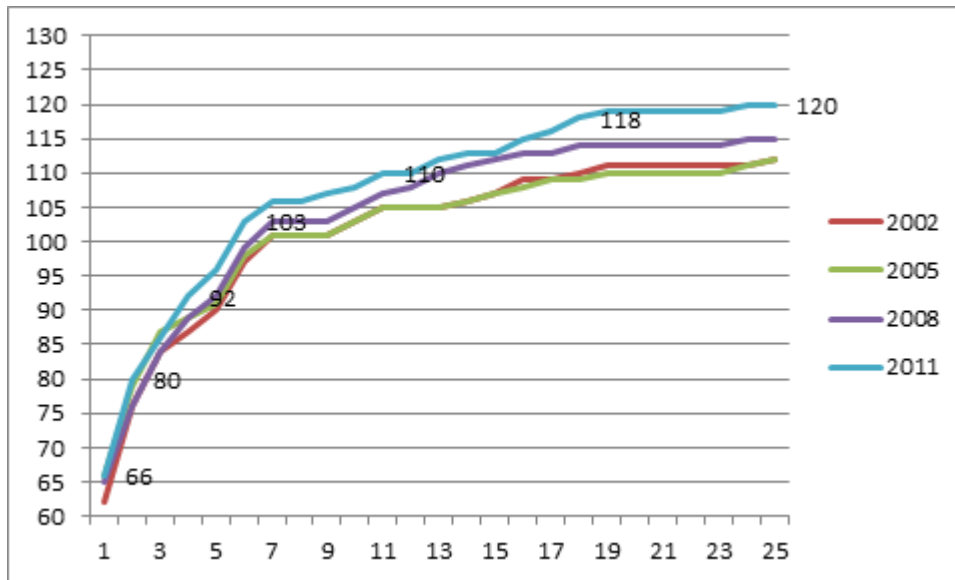


Figura 14 - Curva espécie/ área, considerando indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm, em Floresta Ombrófila Mista. (Eixo das ordenadas “Y” número de indivíduos e eixo das abscissas “X” área em hectares).

Observou-se que nos quatro períodos de medição, a curva tende a estabilizar-se a partir de doze 12 ha. Em 12 ha, representam 93,75%, 93,75%, 93,91% e 91,67% do número total de espécies nos anos de medição de 2002, 2005, 2008 e 2011, respectivamente. Amostrando 25 ha, obteve-se um aumento inferior a 10% no número de espécies.

A partir de 19 ha, a curva teve nova estabilização, onde seis espécies novas foram adicionadas na amostragem em 2002, cinco espécies novas foram adicionadas na amostragem em 2005, sete novas espécies em 2008 e dez novas espécies foram adicionadas na amostragem em 2011. Após esta nova estabilização da curva espécie/ área, o número total de espécies representam 99,11%, 98,21%, 99,11% e 99,17% respectivamente.

Em função destes resultados, considerou-se que a amostragem (25 ha) utilizada foi suficiente para a caracterização da vegetação estudada, dentro dos limites admissíveis de erro estabelecidos. Deve-se considerar que em florestas nativas, a tendência à estabilização nem sempre é suficiente para representar a vegetação em estudo, pois com o aumento da área amostrada pode ocorrer novas espécies (JARDIM; HOSOKAWA, 1986; LONGHI et al.,



1999).

## 5.2 Avaliações da Composição Florística

As comunidades vegetais apresentam constantes alterações em sua estrutura, fitofisionomia e composição florística. Essas alterações podem ser ocasionadas naturalmente ou não, de forma que podem afetar a estrutura da floresta.

A análise da composição florística e suas alterações foram verificadas por meio da frequência absoluta das espécies ocorrentes. Foram avaliadas e quantificadas todas as espécies, gêneros e famílias presentes nas unidades amostrais durante as remediações.

A listagem completa da composição florística que ocorreu nos anos de medição estão organizados em gêneros, famílias e número total de indivíduos por espécie por ocasião de medição (Apêndice A).

Na primeira ocasião (2002) foram amostrados um total de 14.306 indivíduos (572,24 ind. ha<sup>-1</sup>) distribuídos em 112 espécies, 41 famílias e 77 gêneros, representando uma área basal de 28,6823 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. As cinco Famílias botânicas Lauraceae, Aquifoliaceae, Salicaceae, Myrtaceae e Araucariaceae apresentaram o total de 17 gêneros e 9.129 indivíduos, contribuindo com 63,82% do total de indivíduos.

Na segunda ocasião (2005) houve um decréscimo no número de indivíduos (1,45%). Foram amostrados 14.099 indivíduos (563,96 ind. ha<sup>-1</sup>) distribuídos em 112 espécies, 41 famílias 77 gêneros, representando uma área basal de 29,8690 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. As cinco Famílias botânicas Lauraceae, Aquifoliaceae, Salicaceae, Myrtaceae e Araucariaceae apresentaram o total de 17 gêneros e 9.069 indivíduos, contribuindo com 64,32% do total de indivíduos.

Na terceira ocasião (2008) houve um decréscimo no número de indivíduos (2,06%). Foram amostrados 14.011 indivíduos (560,44 ind. ha<sup>-1</sup>) distribuídos em 115 espécies, 40 famílias e 79 gêneros, representando uma área basal de 30,2360 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. As cinco Famílias botânicas Lauraceae, Aquifoliaceae, Salicaceae, Myrtaceae e Araucariaceae apresentaram o total de 19 gêneros e 9.112 indivíduos, contribuindo com 65,04% do total de indivíduos.

Na quarta ocasião (2011) houve um decréscimo no número de indivíduos (3,16%). Foram amostrados 13.854 indivíduos (554,16 ind. ha<sup>-1</sup>) distribuídos em 120 espécies, 41 famílias e 82 gêneros, representando uma área basal de 30,6418 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. Nesta ocasião, as cinco Famílias botânicas Lauraceae, Aquifoliaceae, Salicaceae, Myrtaceae e Araucariaceae apresentaram o total de 19 gêneros e 9.018 indivíduos, contribuindo com 65,09% do total de indivíduos.

A espécie *Annona rugulosa* (Schltdl.) H.Rainer, desaparece em 2011; a espécie *Baccharis semisserata* DC., ingressou em 2011; *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg ingressou em 2005 e permaneceu até 2011; *Citronella paniculata* (Mart.) R.A.Howard desapareceu em 2008; *Cordyline spectabilis* Kunth & Bouché ingressou em 2011; *Drimys brasiliensis* Miers ingressou em 2011; *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera desaparece em 2008; *Gomidesia affinis* (Cambess.) D. Legrand ingressou em 2005; *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. ingressou em 2011; *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze. ingressou em 2011; *Ormosia arborea* (Vell.) Harms ingressou em 2011; *Raulinoreitzia leptophloebia* (B.L.Rob.) R.M.King & H.Rob. ingressou em 2011; *Symplocos uniflora* (Pohl) Benth. ingressou em 2008; *Trichilia elegans* A.Juss. ingressou em 2008; *Weinmannia paulliniifolia* Pohl ex Ser. ingressou em 2008 e desapareceu em 2011. Foram observadas mudanças significativas no número de espécies por família botânica (oito novas espécies) durante o período de avaliação (2002 a 2011).

Neste período de (9 anos) as seguintes famílias botânicas merecem ser evidenciadas, por possuírem maior riqueza de espécies, são elas: Myrtaceae (18), Lauraceae (14), Fabaceae (10), Salicaceae (7), Asteraceae (6), Sapindaceae (5), Aquifoliaceae e Meliaceae (4). Estas oito famílias contribuíram com 56,67% do total de espécies presentes em 2011. Neste período, verificou-se que as famílias Annonaceae e Cardiopteridaceae perderam uma (1) espécie cada (Tabela 1).

Tabela 1 - Número de espécies por família e respectivo anos de medição.

Família	Espécies					Família	Espécies				
	2002	2005	2008	2011	Dinâmica		2002	2005	2008	2011	Dinâmica
Anacardiaceae	1	1	1	1	0	Lythraceae	1	1	1	1	0
Annonaceae	2	2	2	1	-1	Malvaceae	1	1	1	1	0
Aquifoliaceae	4	4	4	4	0	Meliaceae	3	3	4	4	1
Araliaceae	1	1	1	1	0	Moraceae	2	2	2	2	0
Araucariaceae	1	1	1	1	0	Myrsinaceae	2	2	2	3	1
Arecaceae	1	1	1	1	0	Myrtaceae	15	15	17	18	3
Asparagaceae	0	0	0	1	1	Picramniaceae	1	1	1	1	0
Asteraceae	5	5	4	6	1	Proteaceae	1	1	1	1	0
Bignoniaceae	2	2	2	2	0	Quillajaceae	1	1	1	1	0
Canellaceae	1	1	1	1	0	Rosaceae	1	1	1	1	0
Cardiopteridaceae	1	1	0	0	-1	Rubiaceae	4	4	4	4	0
Celastraceae	2	2	2	2	0	Rutaceae	3	3	3	3	0
Clethraceae	1	1	1	1	0	Salicaceae	7	7	7	7	0
Cunoniaceae	1	1	2	1	0	Sapindaceae	5	5	5	5	0
Elaeocarpaceae	1	1	1	1	0	Sapotaceae	2	2	2	2	0
Erythroxylaceae	1	1	1	1	0	Simaroubaceae	1	1	1	1	0
Euphorbiaceae	3	3	3	3	0	Solanaceae	3	3	3	3	0
Fabaceae	10	10	10	10	0	Styracaceae	1	1	1	1	0

Lamiaceae	2	2	2	2	0	Symplocaceae	2	2	3	3	1
Lauraceae	13	13	13	14	1	Theaceae	1	1	1	1	0
Loganiaceae	1	1	1	1	0	Winteraceae	1	1	1	2	1
Total espécies							112	112	115	120	

Estas mesmas famílias, citadas acima, contribuíram com 9.842 indivíduos em 2002 (68,8%), 9.715 indivíduos em 2005 (68,91%), 9.709 indivíduos em 2008 (69,30%) e 9.626 indivíduos em 2011 (69,48%). Maiores detalhes do número de indivíduos nos respectivos anos de medições para estas famílias são: Myrtaceae (1.107; 1.192; 1.304 e 1.337 indivíduos), Lauraceae (3.757; 3.737; 3.726 e 3.688 indivíduos), Fabaceae (452; 423; 417 e 425 indivíduos), Salicaceae (1.366; 1.363; 1.383 e 1.364 indivíduos), Asteraceae (228; 193; 163 e 167 indivíduos), Sapindaceae (681; 686; 677 e 680 indivíduos), Aquifoliaceae (1.850; 1.727; 1.645 e 1.595 indivíduos) e Meliaceae (401; 394; 394 e 390 indivíduos). Estas oito famílias contribuíram com 56,67% do total de espécies presentes em 2011.

A família botânica Myrtaceae foi a que obteve maior aumento no número de espécies (20 %), ou seja, em 2002 havia 15 espécies e em 2011 ocorreram 18 espécies.

Foram encontradas 18 famílias botânicas com apenas uma espécie durante os quatro períodos de medição (nove anos), as quais são: Anacardiaceae, Araliaceae, Araucariaceae, Arecaceae, Canellaceae, Clethraceae, Elaeocarpaceae, Erythroxylaceae, Loganiaceae, Lythraceae, Malvaceae, Picramniaceae, Proteaceae, Quillajaceae, Rosaceae, Simaroubaceae, Styracaceae, Theaceae. Estas famílias juntas apresentaram 2.838 indivíduos em 2002, 2.723 indivíduos em 2005, 2.626 indivíduos em 2008 e 2.566 indivíduos em 2011, sendo que deste total de indivíduos, a família Araucariaceae, contribuiu com 1.048, 1.049, 1.053 e 1.053 indivíduos nos respectivos períodos avaliados.

A família botânica Asparagaceae surgiu em 2011 e a família Cardiopteridaceae desapareceu em 2008.

Quanto aos gêneros, pode-se observar (Apêndice B) que ocorreram oitenta e quatro (84) gêneros botânicos, merecendo destaque: *Ocotea* com sete (07) espécies, o gênero *Casearia* com cinco (05) espécies, os gêneros *Eugenia*, *Myrcia* e *Ilex* com quatro (04) espécies, os gêneros *Cinnamomum*, *Myrsine*, *Solanum*, *Myrciaria* e *Symplocos* com três (03) espécies cada. Foram observados setenta e sete (77) gêneros no período de 2002 e 2005, setenta e nove (79) gêneros no período de 2008 e oitenta e dois gêneros no período de 2011.

O gênero *Bacharis* ocorreu em 2011; o gênero *Blepharocalyx* ocorreu em 2008; o gênero *Citronella*, desapareceu em 2008; os gêneros *Cordyline* e *Raulinoreitzia*, ocorreram em 2011; o gênero *Trichilia*, ocorreu na ocasião em 2008; e o gênero *Weinmannia*, ocorreu na

ocasião em 2008 e desapareceu em 2011.

As cento e vinte (120) espécies, pertencentes a quarenta e uma (41) famílias e oitenta e quatro (84) gêneros ocorrentes no fragmento de Floresta Ombrófila Mista da Floresta Nacional de Irati salientam a alta riqueza de espécies na área de estudo.

A partir destes resultados, foi possível inferir que o fragmento em estudo abrange ampla representatividade de seus processos de transformação, como abertura de clareiras e a própria dinâmica da floresta. Pode-se verificar, também, que a floresta está adquirindo cada vez mais características de uma floresta madura (primária alterada ou secundária em estágio avançado), ocorrendo alterações de fase ou “*seres*”. Neste sentido, pode-se observar que os processos dinâmicos se manifestam pela extinção e migração local de indivíduos, bem como, por flutuações na abundância relativa dentro da comunidade.

### 5.3 Estágio Sucessional da Vegetação

As últimas informações de exploração seletiva na floresta, foi a mais de 70 anos atrás, (anterior a 1941, quando foi criado o Instituto do Pinho, atualmente denominado Floresta Nacional de Irati) assim, pode-se classificar a vegetação existente como primária alterada ou secundária em estágio avançado de sucessão, também salientado por Rode (2008).

Para auxiliar a avaliação da maturidade da floresta, cada espécie foi associada a um grupo ecológico, possibilitando relacionar a similaridade das espécies em função de seus grupos correspondentes, bem como ao predomínio de cada grupo. Esta associação das espécies e seus respectivos grupos ecológicos estão apresentados no Apêndice C.

No fragmento em estudo, pose-se comprovar que existe uma substituição gradativa das categorias sucessionais no transcurso da sucessão florestal, de maneira que nos estágios iniciais predominam indivíduos intolerantes à sombra, e à medida que o processo natural evolui, as espécies tolerantes à sombra passam a ter um papel importante na comunidade em questão, também comprovados em estudos de (VACCARO, 1997).

Pode-se notar que no transcurso da sucessão florestal, ocorreram:

- No grupo ecológico das espécies pioneiras, ocorreu uma diminuição gradativa no número de indivíduos (1.474; 1.376; 1.311 e 1.289 indivíduos), ao passo que ocorreu pouca variação no número de espécies (24; 24; 23 e 25 espécies), indicando que os espaços no interior da floresta que recebem iluminação direta estão diminuindo, ocasionando a mortalidade destes indivíduos intolerantes à sombra;
- No grupo ecológico das espécies secundárias iniciais, ocorreu uma diminuição gradativa no

número de indivíduos (5.666; 5.567; 5.452 e 5.264 indivíduos) ao passo que o número de espécies ocorreu um acréscimo no número de espécies (43; 43; 46 e 47 espécies), indicando que com o avanço da idade da floresta, as espécies iniciam o processo de dinâmica natural ocorrendo mortalidade de algumas espécies e favorecimento as espécies mais tolerantes a sombra, quando comparadas ao grupo ecológico das espécies secundárias tardias;

- No grupo ecológico das espécies secundárias tardias, ocorreu um decréscimo e posterior acréscimo no número de indivíduos (6.304; 6.252; 6.282 e 6.307 indivíduos), sendo que o número de espécies manteve-se constante em todo o período avaliado (34 espécies), indicando que estas espécies são mais tolerantes ao fechamento do dossel e diminuição da incidência de entrada de luz no interior da floresta; propiciando o estabelecimento e a evolução das espécies mais tolerantes a sombra;

- No grupo ecológico das espécies clímax, ocorreu um aumento gradativo tanto no número de espécies (10; 10; 11 e 12) quanto no número de indivíduos (794; 848; 915 e 942).

Avaliando a dinâmica de indivíduos em seus respectivos grupos ecológicos, pode-se observar algumas alterações na densidade das espécies pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax. Estas alterações sucessionais ao longo do tempo podem ser verificadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Distribuição das espécies e número de indivíduos por grupo ecológico.

G.E.	2002			2005			2008			2011		
	N.Ind.	% Ind.	DoA	N.Ind.	% Ind.	DoA	N.Ind.	% Ind.	DoA	N.Ind.	% Ind.	DoA
<b>P.</b>	1.474	10,30	3,1951	1.377	9,77	3,18	1.312	9,36	3,1124	1.291	9,32	3,0984
<b>S.I.</b>	5.688	39,76	8,3914	5.574	39,53	8,594	5.455	38,93	8,5772	5.265	38,00	8,4900
<b>S.T.</b>	6.343	44,35	14,278	6.291	44,63	15,076	6.320	45,11	15,3839	6.346	45,81	15,7826
<b>C.</b>	800	5,59	2,8031	856	6,07	3,0132	923	6,59	3,1616	951	6,86	3,2701
<b>Total</b>	14.306	100,00	28,6676	14.099	100,00	29,8632	14.011	100,00	30,2351	13.854	100,00	30,6328

G.E.= Grupos ecológicos; P.= Pioneiras; S.I.= Secundária Inicial; S.T.= Secundária Tardia; C.= Clímax e DoA= Área Basal por ha ( $G_i \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ).

Cada indivíduo foi relacionado de acordo com seu respectivo grupo ecológico. A avaliação da área basal em cada grupo foi realizada com base nos valores da estrutura horizontal. A partir disso, foi determinado o predomínio pelo número de espécies de cada grupo na floresta, assim como a área basal que cada grupo ocupa.

O grupo ecológico das espécies Pioneiras apresentava vinte e quatro (24) espécies em 2002 e 2005, vinte e três (23) espécies em 2008 e vinte e cinco (25) espécies em 2011. Pode-se destacar as espécies *Cordyline spectabilis* Kunth & Bouché, *Baccharis semiserrata* DC. e *Raulinoreitzia leptophlebia* (B.L.Rob.) R. M. King & H. Rob., que ocorreram apenas em

2011, grande indicativo que são oportunistas, aproveitando a incidência de luz e ingressaram nas classes iniciais de diâmetro.

Ainda dentro deste mesmo grupo ecológico, destaca-se a espécie *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera, que ocorria em 2002 e 2005, e a partir de 2008 esta espécie desapareceu do local, indicativo de que esta espécie pode ter sido eliminada por supressão de seus competidores.

O grupo ecológico das espécies Pioneiras ocupava uma área basal de 3,1951 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 28,6823 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 11,14% do total em 2002. Em 2005, ocupava área basal de 3,18 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 29,8690 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 10,65% do total. A área basal ocupada em 2008 foi de 3,1124 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 30,2360 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 10,29% do total. A área basal ocupada em 2011 foi de 3,0984 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 30,6418 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 10,12% do total. A perda em área basal durante estes nove (09) anos foi de 3,02%, indicando que as espécies pioneiras estão perdendo espaço para o desenvolvimento de espécies de outros grupos ecológicos, o que é natural no processo dinâmico.

O grupo ecológico das espécies Secundárias Iniciais apresentava quarenta e três (43) espécies em 2002 e 2005, quarenta e seis (46) espécies em 2008 e quarenta e sete (47) espécies em 2011. Pode-se destacar as espécies *Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez, *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze e *Drimys angustifolia* Miers que ocorreram apenas em 2011. As espécies *Gomidesia affinis* (Cambess.) Legrand e *Symplocos uniflora* (Pohl) Benth. ocorreram em 2008, indicativo de que estavam em ambiente favorável para seu desenvolvimento e ingressaram nas classes iniciais de diâmetro.

Dentro deste mesmo grupo ecológico, destaca-se a espécie *Annona rugulosa* (Schltdl.) H. Rainer, que esteve presente em 2002 à 2008. Porém, em 2011 esta espécie desapareceu do local, indicativo de que pode ter sido eliminada por supressão de seus competidores. A espécie *Weinmannia paulliniifolia* Pohl ex Ser., surgiu em 2008 e desapareceu em 2011, forte indicativo de que a espécie não encontrava-se em ambiente adequado para seu desenvolvimento, sendo eliminada por seus competidores.

Este grupo ecológico ocupava uma área basal de 8,3914 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 28,6823 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 29,26% do total em 2002. Em 2005 ocupava uma área basal de 8,594 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 29,8691 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 28,77% do total. Em 2008 ocupava uma área basal 8,5772 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 30,2357 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 28,37% do total. A área basal ocupada em 2011 era de 8,49 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 30,6418 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 27,71% do total. O ganho em área basal durante os nove (09) anos de

estudo, foi de 1,18%, indicando que as espécies secundárias iniciais estão evoluindo muito pouco (dominância absoluta) em seu estágio de desenvolvimento dentro do grupo ecológico.

O grupo ecológico das espécies Secundárias Tardias apresentou trinta e quatro (34) espécies nos quatro períodos de monitoramento. Pode-se destacar a espécie *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg que ocorreu em 2008, indicativo de que a espécie encontrou ambiente favorável para seu desenvolvimento e ingressou na classe inicial de diâmetro.

Ainda dentro deste mesmo grupo ecológico, destaca-se a espécie *Citronella paniculata* (Mart.) R. A. Howard, que ocorria na área de estudo até 2005 e a partir de 2008 esta espécie desapareceu do local, indicativo de que pode ter sido eliminada por supressão de seus competidores, encontrando ambiente desfavorável para seu desenvolvimento.

O mesmo grupo ecológico ocupava uma área basal de 14,178 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 28,6823 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 49,43% do total em 2002. Em 2005 ocupava uma área basal de 15,076 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 29,8691 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 50,47% do total. A área basal ocupada em 2008 era de 15,3839 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 30,2357 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 50,88% do total. A área basal ocupada em 2011 era de 15,7826 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 30,6418 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 51,51% do total. O ganho em área basal durante os nove (09) anos de monitoramento foi de 10,54%, indicando que as espécies secundárias tardias estão evoluindo (dominância absoluta) muito rápido dentro de seu estágio de desenvolvimento dentro do grupo ecológico.

O grupo ecológico das espécies Clímax apresentava dez (10) espécies até 2005, onze (11) espécies em 2008 e doze (12) espécies em 2011. Pode-se destacar as espécies *Trichilia elegans* A. Juss., que surgiu em 2008 e a espécie *Myrciaria tenella* (DC.) O. Berg, que surgiu em 2011.

O mesmo grupo ecológico ocupava uma área basal de 2,8131 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 28,6823 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 9,81% do total em 2002. Em 2005 ocupava uma área basal de 3,0132 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 29,8691 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 10,09% do total. A área basal ocupada em 2008 foi de 3,1616 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 30,2357 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 10,46% do total em 2008. A área basal ocupada em 2011 foi de 3,2701 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (do total de 30,6418 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) o que representava 10,67% do total da área basal no período de 2011. O ganho em área basal durante estes nove (09) anos foi de 16,66%, indicando que as espécies clímax estão evoluindo (dominância absoluta) muito rápido dentro de seu estágio de desenvolvimento ou grupo ecológico, encontrando ambiente favorável para seu desenvolvimento.

#### **5.4 Análise de Variáveis qualitativas**

Para as variáveis qualitativas, optou-se por utilizar apenas os dados da última ocasião de medição (2011) para a forma do fuste, estrato vertical, fitossanidade, posição e forma da copa.

A forma do fuste tortuoso representou 17,92% com 2.482 indivíduos, levemente tortuoso representou 57,93% com 8.025 indivíduos e o fuste reto representou 24,15% com 3.347 indivíduos.

A posição sociológica inferior da floresta representou 16,37% com 2.268 indivíduos, estrato médio representou 59,35% com 8.223 indivíduos e o estrato superior representou 24,28% com 3.363 indivíduos.

A fitossanidade das árvores, os indivíduos com infestação avançada da floresta representou 1,54%, com 214 indivíduos, com infestação crônica representou 11,45% com 1.586 indivíduos e sem infestação representou 87,01% com 12.054 indivíduos.

A posição da copa é representada pelos indivíduos sem iluminação direta e representou 4,11% com 569 indivíduos, com alguma iluminação parcial representou 29,41% com 4.074 indivíduos, com iluminação superior parcial representou 34,52% com 4.782 indivíduos, com iluminação superior completa representou 20,25% com 2.806 e que recebem plena luz, representou 11,71% com 1.623 indivíduos.

A forma da copa considerada intolerável para o seu desenvolvimento representou 2,00% com 277 indivíduos, com forma pobre representou 12,08% com 1.674 indivíduos, com forma tolerável representou 40,12% com 5.558 indivíduos, com forma boa representou 30,96% com 4.289 indivíduos, e com forma perfeita representou 14,84% com 2.056 indivíduos.

Esta classificação fez-se necessário, principalmente porque as árvores que têm uma forma de copa grande, apresentam-se frondosas e densas, que recebem iluminação direta, seu crescimento é favorecido não somente em clareiras na floresta, mas podem se beneficiar de sua posição sociológica e podem apresentar melhores taxas de crescimento em relação aquelas espécies que possuem copas pequenas, mal formadas e posição social desfavorecida. Estas variáveis podem ser utilizadas como auxiliares em modelos de crescimento e produção.

#### **5.5 Agrupamento florístico**

Na Figura 15 encontra-se o Dendrograma, obtido da matriz de dados brutos, constituídos por 25 parcelas e 120 espécies (variáveis), pela Análise de Cluster, utilizando a



distância Euclidiana ao quadrado, como medida de similaridade entre as parcelas. Os números no eixo horizontal representam a distância Euclidiana reescalada de 0 a 25 e no eixo vertical, as parcelas que vão gerando os grupos.

A definição dos grupos foi feita observando um corte a uma distância escalonada de 5, inferior a distância média. Observa-se que há uma interceptação de 3 ramos das ligações, no agrupamento formado, classificando o conjunto das 25 parcelas analisadas em 3 grupos distintos (Figura 15).

O grupo I ficou constituído pelas parcelas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 12, 22, 23, 24 e 25. O grupo II ficou constituído pelas parcelas 13,14, 16, 17, 18 e 19. Já o grupo III ficou constituído pelas parcelas 7, 8, 9, 10, 11, 15, 20 e 21.

Observa-se que o grupo I uniu-se com o grupo II a uma distância de aproximadamente 5 (unidades de medida), sendo, portanto, mais semelhantes. O grupo III uniu-se a eles a uma distância de aproximadamente 25 (unidades de medida), demonstrando que é, florísticamente, bem diferente dos demais.

Após obtidos os grupos, realizou-se uma análise discriminante, visando determinar funções que permitam classificar novas comunidades, dentro dos grupos para as quais apresentam maior probabilidade de pertencerem, bem como verificar a precisão da classificação e indicar as parcelas mal classificadas.

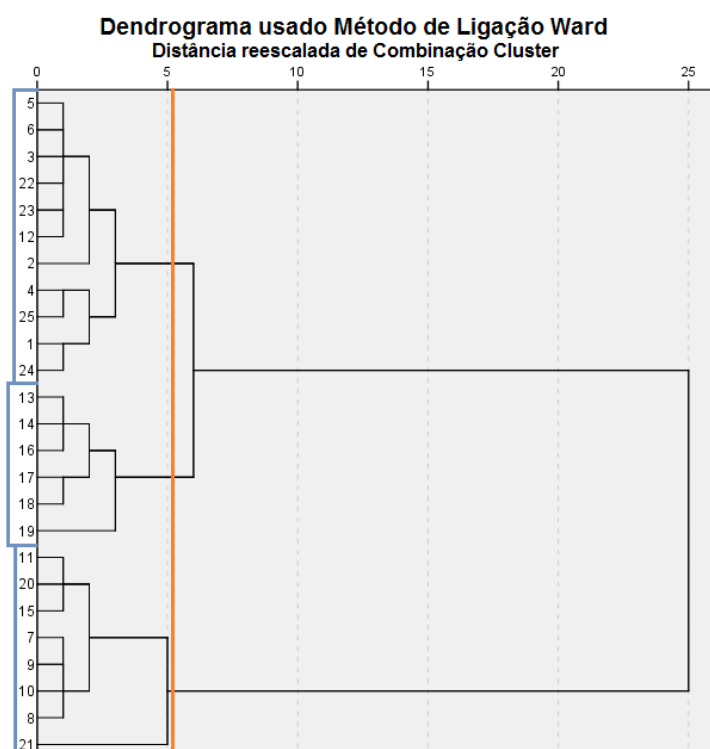


Figura 15 - Agrupamento das parcelas amostradas utilizando a distância euclidiana ao

quadrado e o método de ligação Ward.

Desta matriz determinou-se os valores de *Lambda de Wilks* ( $\Lambda^*$ ), *F* e a Significância obtida para cada variável (espécie), que permitem interpretar a real capacidade de discriminação das mesmas, na formação dos grupos. Tais valores podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 3 - Estatística do teste de seleção de espécies (variáveis) discriminantes para a matriz de dados brutos.

Steps	Variável selecionada	Wilks' Lambda							
		L. W.	df1	df2	df3	Exact F			
						F	df1	df2	Sig.
1	<i>Ocotea odorífera</i>	0,216	1	2	22,000	39,965	2	22,000	0,000
2	<i>Ocotes puberula</i>	0,100	2	2	22,000	22,644	4	42,000	0,000
3	<i>Vitex megapotamica</i>	0,071	3	2	22,000	18,275	6	40,000	0,000
4	<i>Casearia obliqua</i>	0,049	4	2	22,000	16,655	8	38,000	0,000
5	<i>Raulinoreitzia leptophloebia</i>	0,021	5	2	22,000	20,973	10	36,000	0,000
6	<i>Coussarea contracta</i>	0,014	6	2	22,000	20,730	12	34,000	0,000
7	<i>Gomidesia affinis</i>	0,009	7	2	22,000	22,140	14	32,000	0,000
8	<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,006	8	2	22,000	23,121	16	30,000	0,000
9	<i>Myrciaria floribunda</i>	0,003	9	2	22,000	26,769	18	28,000	0,000
10	<i>Mimosa scabrella</i>	0,002	10	2	22,000	28,863	20	26,000	0,000
11	<i>Quillaja brasiliensis</i>	0,001	11	2	22,000	33,561	22	24,000	0,000
12	<i>Dalbergia brasiliensis</i>	0,000	12	2	22,000	42,586	24	22,000	0,000

Steps= Passos; L. W.= Lâmbda Wilk's; F.= Estatística F; Sig.= grau de significância (máximo admitido 5%).

Nota-se, pela referida Tabela, que *Ocotea odorífera* é a espécie que apresenta maior valor de *F* e, conseqüentemente, menor valor de  $\Lambda^*$ . Foi a primeira variável selecionada para entrar na análise. Tem o mais alto valor do critério de seleção. Esta variável é pareada com as demais, uma de cada vez, para selecionar a segunda melhor variável discriminante, e assim sucessivamente. Após 12 Steps (passos), foram selecionadas 12 variáveis (espécies) com real poder de discriminação.

A estatística  $\Lambda^*$  mostrou, ao nível de 1 % de significância (99 % de probabilidade), que as espécies relacionadas na Tabela 3, têm alto poder discriminante.

Após a definição das variáveis discriminantes, procedeu-se a determinação das funções discriminantes, importantes na análise das contribuições dessas variáveis. Foram obtidas duas funções discriminantes, que explicam 100 % da variância (Tabela 4). A primeira função já explica 97,7 % da variância.

Após a definição das variáveis discriminantes, procedeu-se a determinação das funções discriminantes, importantes na análise das contribuições dessas variáveis. Estes

coeficientes foram computados, de tal forma que seus escores acham-se padronizados, com média zero e variância unitária. O sinal deve ser omitido na interpretação da contribuição das variáveis (Tabela 5).

Tabela 4 - Estatística do teste e seleção das funções discriminantes.

FUNÇÃO	AUTOVALOR	VARIÂNCIA EXPLICADA (%)	VARIÂNCIA ACUMULADA (%)	CORRELAÇÃO CANÔNICA
1	289,974	97,7	97,7	0,998
2	6,740	2,3	100,0	0,933

Tabela 5 - Funções discriminantes lineares de Fisher obtidas para as variáveis selecionadas.

VARIÁVEL	FUNÇÃO	
	1	2
<i>Casearia obliqua</i>	<b>7,792</b>	0,896
<i>Coussarea contracta</i>	-1,962	0,175
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	2,398	0,046
<i>Gomidesia affinis</i>	3,735	0,063
<i>Matayba elaeagnoides</i>	-2,777	0,301
<i>Mimosa scabrella</i>	2,145	0,297
<i>Myrciaria floribunda</i>	2,241	-0,555
<i>Ocotea odorífera</i>	-2,500	1,108
<i>Ocotea puberula</i>	4,813	0,850
<i>Quillaja brasiliensis</i>	2,117	0,243
<i>Raulinoreitzia leptophloebia</i>	-10,065	-0,252
<i>Vitex megapotamica</i>	-1,249	0,866

Observa-se que todas as espécies foram significantes na primeira função discriminante, comprovada pela sua alta significância (97,7 %). Destacaram-se as espécies *Raulinoreitzia leptophloebia*, *Casearia obliqua*, *Ocotea puberula*, *Gomidesia affinis*, *Matayba elaeagnoides*, *Ocotea odorífera*, *Dalbergia brasiliensis*, *Myrciaria floribunda*, *Mimosa scabrella* e *Quillaja brasiliensis*. Na função discriminante 2 foram importantes as espécies *Ocotea odorífera*, *Casearia obliqua* e *Vitex megapotamica*.

O Apêndice D mostra as funções discriminantes para todas as variáveis (espécies). Os valores em negrito mostram a importância das espécies em cada função discriminante.

Na Tabela 6, encontram-se os centroides ou pontos médios de cada grupo, nas duas funções discriminantes, demarcados gráfico de ordenação (Figura 16). Observa-se, pela figura, que houve uma nítida separação entre os três grupos formados, indicando as diferenças entre os mesmos.

Tabela 6 - Centroides das funções discriminantes canônicas avaliados para os três grupos florísticos encontrados.

Método Ward	FUNÇÃO	
	1	2
Grupo I	0,089	-2,748
Grupo II	-18,556	2,145
Grupo III	24,579	2,177

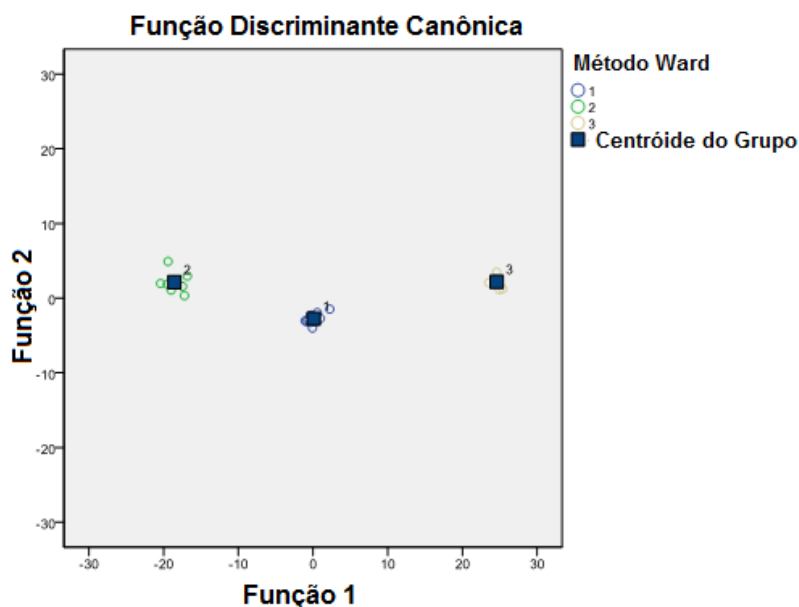


Figura 16 - Ordenação das parcelas nos seus respectivos grupos florísticos. O quadro em negrito indica o centróide de cada grupo.

Observa-se pela Tabela 7, que todas as parcelas foram corretamente classificadas, indicando que os três grupos florísticos são estatisticamente diferentes.

Tabela 7 - Número de casos e percentagens de classificações das parcelas nos três grupos florísticos determinados.

	Método Ward	Predicted Group Membership			Total	
		1	2	3		
Original	Count	1	11	0	0	11
		2	0	8	0	8
		3	0	0	6	6
	%	1	100,0	0,0	0,0	100,0
		2	0,0	100,0	0,0	100,0
		3	0,0	0,0	100,0	100,0
Cross-validateda	Count	1	11	0	0	11
		2	0	8	0	8
		3	0	0	6	6
	%	1	100,0	0,0	0,0	100,0
		2	0,0	100,0	0,0	100,0
		3	0,0	0,0	100,0	100,0



apresentam área basal igual a 30,331 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e densidade de 600,125 indivíduos ha<sup>-1</sup>.

Nas tabelas 8 a 10 estão apresentadas a análise fitossociológica das quinze espécies mais importantes (valor de importância) na composição em cada grupo. Observa-se que a composição de espécies varia de forma substancial entre grupos, com a distinção clara entre os grupos de baixa e alta diversidade.

Tabela 8 - Análise fitossociológica das 15 espécies com maior Valor de Importância pertencentes ao Grupo I.

Nome Científico	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	41,636	8,26	100	1,76	7,945	27,02	35,281	37,041
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	29,636	5,88	100	1,76	5,014	17,05	22,933	24,693
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	61,818	12,26	100	1,76	1,752	5,96	18,219	19,979
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	27,182	5,39	100	1,76	1,493	5,08	10,469	12,229
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	27,909	5,54	100	1,76	0,695	2,36	7,899	9,659
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	15,364	3,05	100	1,76	1,348	4,58	7,632	9,392
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg. <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	30,364	6,02	100	1,76	0,431	1,46	7,487	9,247
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	9	1,79	100	1,76	1,11	3,78	5,561	7,321
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	13,364	2,65	100	1,76	0,781	2,66	5,308	7,068
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	8,545	1,69	90,91	1,6	0,89	3,03	4,721	6,321
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	14,091	2,79	100	1,76	0,318	1,08	3,876	5,636
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	11,636	2,31	81,82	1,44	0,446	1,52	3,826	5,266
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	10,364	2,06	100	1,76	0,323	1,1	3,154	4,914
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	10,273	2,04	100	1,76	0,231	0,78	2,822	4,582

N= número de indivíduos; DA= Densidade absoluta (n ha<sup>-1</sup>); DR= Densidade relativa (%); FA= Frequência absoluta (%); FR= Frequência relativa (%); DoA= Dominância absoluta (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); DoR= Dominância relativa (%); VC= Valor de Cobertura e VI= Valor de importância.

Tabela 9 - Análise fitossociológica das 15 espécies com maior Valor de Importância pertencentes ao Grupo II.

Nome Científico	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	52	8,9	100	1,74	9,443	28,34	37,234	38,978
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	56,667	9,7	100	1,74	3,001	9,01	18,703	20,447
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	50,167	8,59	100	1,74	1,391	4,18	12,76	14,504
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	23,5	4,02	100	1,74	2,839	8,52	12,54	14,284
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	31	5,31	100	1,74	2,187	6,56	11,867	13,611
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	30,167	5,16	100	1,74	1,04	3,12	8,284	10,028
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	23,333	3,99	100	1,74	1,229	3,69	7,682	9,426
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	14	2,4	100	1,74	1,734	5,2	7,6	9,344
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	23,167	3,96	100	1,74	1,106	3,32	7,283	9,027
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	30,5	5,22	100	1,74	0,626	1,88	7,099	8,843
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	18,167	3,11	100	1,74	0,364	1,09	4,202	5,947
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	13,333	2,28	100	1,74	0,457	1,37	3,653	5,397
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	12,5	2,14	100	1,74	0,357	1,07	3,211	4,955

Ocotea diospyrifolia (Meisn.) Mez	8,667	1,48	100	1,74	0,552	1,65	3,138	4,882
Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman	10	1,71	100	1,74	0,463	1,39	3,101	4,845

N= número de indivíduos; **DA**= Densidade absoluta (n ha<sup>-1</sup>); **DR**= Densidade relativa (%); **FA**= Frequência absoluta (%); **FR**= Frequência relativa (%); **DoA**= Dominância absoluta (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); **DoR**= Dominância relativa (%); **VC**= Valor de Cobertura e **VI**= Valor de importância.

Tabela 10 - Análise fitossociológica das 15 espécies com maior Valor de Importância pertencentes ao Grupo III.

Nome Científico	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI
Ocotea odorifera (Vell.) Rohwer	125,5	20,91	100	1,94	3,831	12,63	33,544	35,481
Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze	35,375	5,89	100	1,94	7,362	24,27	30,168	32,105
Ilex paraguariensis A.St.-Hil.	39,375	6,56	100	1,94	1,369	4,51	11,076	13,013
Casearia decandra Jacq.	35,75	5,96	100	1,94	0,95	3,13	9,089	11,026
Coussarea contracta (Walp.) Müll.Arg.	37,125	6,19	100	1,94	0,573	1,89	8,076	10,013
Nectandra grandiflora Nees	20	3,33	100	1,94	1,41	4,65	7,983	9,92
Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman	26,5	4,42	100	1,94	1,058	3,49	7,905	9,842
Cedrela fissilis Vell.	14,875	2,48	100	1,94	1,613	5,32	7,798	9,735
Ocotea porosa (Nees & Mart.) Barroso	10,75	1,79	100	1,94	1,584	5,22	7,013	8,95
Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez	18,25	3,04	100	1,94	1,132	3,73	6,773	8,71
Matayba elaeagnoides Radlk.	13,75	2,29	100	1,94	1,196	3,94	6,234	8,171
Casearia sylvestris Sw.	22,75	3,79	100	1,94	0,601	1,98	5,773	7,71
Myrsine umbellata Mart.	23,625	3,94	100	1,94	0,545	1,8	5,734	7,671
Ocotea diospyrifolia (Meisn.) Mez	9,375	1,56	100	1,94	0,873	2,88	4,439	6,376
Ocotea puberula (Rich.) Nees	9,25	1,54	100	1,94	0,869	2,87	4,407	6,344

N= número de indivíduos; **DA**= Densidade absoluta (n ha<sup>-1</sup>); **DR**= Densidade relativa (%); **FA**= Frequência absoluta (%); **FR**= Frequência relativa (%); **DoA**= Dominância absoluta (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); **DoR**= Dominância relativa (%); **VC**= Valor de Cobertura e **VI**= Valor de importância.

Dada a elevada frequência e distribuição uniforme de espécies como *Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa* e *Ilex paraguariensis* (Grupo I), *Araucaria angustifolia*, *Nectandra grandiflora* e *Ilex paraguariensis* (Grupo II) e *Ocotea odorifera*, *Araucaria angustifolia* e *Ilex paraguariensis* (Grupo III) possivelmente outras espécies se tornam mais importantes para ressaltar as diferenças em cada um destes grupos.

O grupo I, com nível de diversidade maior, nota-se a importância da família Araucariaceae, Lauraceae, Aquifoliaceae na formação deste grupo (*Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa* e *Ilex paraguariensis*), em oposição a uma composição de famílias mais heterogênea presente no grupo I. Este fato corrobora os índices de diversidade utilizados, em que o grupo I demonstra a diversidade mais elevada.

O grupo II, com nível de diversidade média e presença das espécies *Araucaria angustifolia*, *Nectandra grandiflora* e *Ilex paraguariensis*.

A menor diversidade do grupo III pode estar relacionada à importância que a espécie

*Ocotea odorifera* representa no grupo.

O grupo III é amplamente dominado pela *Ocotea odorifera*, espécie que forma densos povoamentos em certas áreas (CARVALHO, 2003) e inibe o desenvolvimento de outras espécies. A ocupação massiva da espécie, aliada a outras espécies que ocorrem em abundância provavelmente são responsáveis pela média diversidade deste grupo florístico perante os grupos I (maior diversidade) e II (média diversidade).

## 5.6 Dinâmica da Floresta

Os processos dinâmicos de uma floresta nativa estão entre as poucas variáveis que podem ser utilizados na predição do seu desenvolvimento, sendo suas estimativas obtidas, principalmente, por meio de parcelas permanentes. Os estudos da dinâmica possibilitaram o entendimento dos processos por meio dos quais ocorreram as mudanças em nível de espécie e para a floresta de maneira geral. Os processos que regem a dinâmica de uma floresta são conhecidos e avaliados por meio do incremento, ingresso e mortalidade de indivíduos das espécies.

A floresta muda visivelmente e dramaticamente durante a ocorrência de ventos fortes, tempestades, surgimento de doenças, insetos, incêndios florestais. Mesmo entre tais eventos repentinos e mesmo sem intervenção humana, a floresta é dinâmica porque as espécies mudam lentamente, mas incessantemente por meio do processo que chamamos de dinâmica.

### 5.6.1 Incremento Periódico

Os incrementos são definidos pelo aumento em suas dimensões durante um determinado período de tempo, sendo fundamentais para o manejo florestal.

A análise do incremento periódico em diâmetro foi subdividida em incremento em diâmetro por espécie, parcela e classe diamétrica. As taxas de crescimento mínima, média e máxima por espécie e seus grupos ecológicos correspondentes podem ser observadas no Apêndice E).

O incremento periódico anual em diâmetro no período 2002 a 2011, para todas as espécies encontradas no 25 ha, foi de  $0,2267 \text{ cm ano}^{-1}$ , variando de  $-0,1238$  a  $1,5562 \text{ cm ano}^{-1}$ , com desvio padrão de  $0,1861 \text{ cm ano}^{-1}$  e coeficiente de variação de 52,56%. Na análise por espécie, observaram-se incrementos negativos que podem ter sido causados por espécies que perdem a casca, perda ou absorção de água no momento de medição o que pode ocasionar



contração ou inchamento da casca, ou mesmo erros de medição. Espécies com crescimento muito lento podem ser as mais suscetíveis a geração de erros no momento de medição.

Observou-se incrementos muito elevados (incremento máximo), como os apresentados pela *Nectandra megapomica* que foi de 1,5562 cm ano<sup>-1</sup>. Dentre as dez espécies de maior densidade absoluta, a *Araucaria angustifolia*, a *Ocotea porosa* e a *Cedrela fissilis* apresentaram incrementos periódicos anuais expressivos (1,2202; 1,3793 e 1,1388 cm ano<sup>-1</sup>, respectivamente). A espécie *Anadenanthera colubrina* apresentou incremento periódico médio de 0,6189 cm ano<sup>-1</sup>, seguido da espécie *Mimosa scabrella* com 0,5036 cm ano<sup>-1</sup> e a espécie *Piptocarpha angustifolia* com 0,4843 cm ano<sup>-1</sup>.

De maneira geral, Scolforo (1998) informou que na literatura mundial sobre florestas tropicais é citado que o crescimento em diâmetro na floresta não manejada situa-se entre 0,1 e 0,4 cm ano<sup>-1</sup>. Quando se realizam as práticas de manejo florestal, ocorre um acréscimo na taxa de crescimento das árvores remanescentes para 0,6 a 1,0 cm ano<sup>-1</sup>.

Algumas espécies possuem elevada variação entre os incrementos diamétricos, demonstrado pelo elevado coeficiente de variação que pode refletir em dificuldade de alcançar bons resultados em estudos da modelagem do crescimento em diâmetro. Pode-se destacar as espécies *Syagrus romanzoffiana* que apresenta coeficiente de variação de 447,6%, *Ocotea odorifera* de 339,13%, *Ilex paraguariensis* de 242,27%, *Nectandra grandiflora* de 211,81%, *Araucaria angustifolia* de 141,97%, *Ocotea porosa* de variação 114,86% e a *Cedrela fissilis* é de 101,55%.

A grande diversidade de espécies da floresta nativa propicia valores de crescimento bastante diferenciados entre as espécies e dentro de uma mesma espécie. A variação no crescimento em diâmetro foi muito alta nos quatro (04) grupos ecológicos (Pioneiras, Secundárias Iniciais, Secundárias Tardias e Clímax), cujos coeficientes de variação foram, algumas vezes, superiores a 100%. Esta alta variação no crescimento pode ser atribuída a fatores intrínsecos, como adaptação genética da espécie, e extrínseca, como diversidade das condições ambientais (temperatura, precipitação) e competição entre indivíduos.

Conforme descrito anteriormente, no Apêndice E, observa-se a análise feita para o incremento médio anual no período 2002-2011, o tempo necessário para atingir às dimensões de 50 cm (50-10= 40 cm), levando em consideração uma espécie que tenha sido recém ingressado na classe inicial de diâmetro, pode variar de 226 anos para a *Araucaria angustifolia*, 183 anos para a *Cedrela fissilis* e 166 anos para a *Ocotea porosa*. Já no crescimento acelerado este tempo diminui de forma expressiva variando de 94 anos para a *Araucaria angustifolia*, 91 anos para a *Cedrela fissilis* e 77 anos para a *Ocotea porosa*. Deve-

se lembrar que este tempo pode ser maior ou menor de acordo com a taxa de crescimento da espécie, desvio padrão (crescimento acelerado) ou mesmo as alterações que a floresta venha a sofrer durante o seu ciclo.

Analisando o incremento em diâmetro por parcelas (Tabela 11), observa-se que os incrementos foram de médio a alto, cujos CV% foram de 55,29% na parcela vinte e cinco (25) a 81,59% na parcela vinte e um (21) com desvio padrão variando de 0,1719 cm ano<sup>-1</sup> na parcela oito (08) a 0,2886 cm ano<sup>-1</sup> na parcela vinte e cinco (25). O incremento mínimo variou de -0,1238 cm ano<sup>-1</sup> na parcela onze (11) a 0,0106 cm ano<sup>-1</sup> na parcela vinte e cinco (25). O incremento máximo variou de 0,8311 cm ano<sup>-1</sup> na parcela vinte e dois (22) a 1,5562 cm ano<sup>-1</sup> na parcela vinte e cinco (25). O incremento médio por parcela variou de 0,2488 cm ano<sup>-1</sup> na parcela cinco (05) a 0,5220 cm ano<sup>-1</sup> na parcela vinte e cinco (25).

Tabela 11 - Incremento periódico anual (di cm ano<sup>-1</sup>) por parcela correspondente.

Parcelas	Incremento em cm ano <sup>-1</sup> por parcela								
	Mín.	Máx.	Méd.	D.P.	C.V.	N ha <sup>-1</sup>	$\bar{d}$ 2002	G <sub>i</sub> 2002	Tipo de Solo
01	-0,0035	1,1141	0,2984	0,2036	68,22	489	22,57	33,3449	LVd
02	-0,0354	1,5562	0,3219	0,2376	73,82	545	19,63	27,0690	CXvdt
03	-0,0354	1,2556	0,3559	0,2575	72,37	459	21,75	28,4558	CXvdt
04	-0,0212	1,3051	0,3207	0,2434	75,89	300	23,98	21,7412	CXvdt
05	-0,0071	1,0080	0,2488	0,1960	78,80	496	22,94	32,4725	CXal
06	0,0	1,0257	0,2663	0,1902	71,41	496	21,14	28,6900	CXal
07	-0,0283	1,0257	0,2621	0,1860	70,96	509	21,54	28,3279	CXvdl
08	-0,0318	0,8524	0,2506	0,1719	68,60	584	20,63	30,8515	CXvdl
09	-0,0389	1,2909	0,2655	0,2023	76,22	505	20,75	25,5445	LVd
10	0,0	1,0115	0,2672	0,1874	70,13	547	19,98	24,8211	LVd
11	-0,1238	1,0504	0,2725	0,1963	72,04	547	21,78	31,4006	LVd
12	-0,0531	0,9372	0,2594	0,1958	75,46	567	20,78	28,4786	CXal
13	-0,0707	0,9019	0,3233	0,2165	66,95	450	23,18	27,8522	CXal
14	-0,0071	1,2485	0,2998	0,2281	76,10	460	22,45	27,2457	CXal
15	-0,0354	1,1601	0,2667	0,2163	81,09	530	21,10	27,9928	CXal
16	-0,0389	1,0080	0,2648	0,2061	77,86	412	22,92	27,6310	CXal
17	-0,0354	1,0964	0,2540	0,1865	73,44	647	20,84	35,4201	CXal
18	-0,0354	0,9549	0,2769	0,1941	70,10	475	23,42	35,0165	CXal
19	-0,1096	0,9726	0,2752	0,2024	73,53	718	20,55	35,5917	CXal
20	-0,0531	1,0823	0,2784	0,2023	72,64	525	21,96	28,4769	CXal
21	-0,0707	1,0787	0,2562	0,2091	81,59	626	21,02	29,4383	CXal
22	-0,0177	0,8311	0,2737	0,1816	66,36	439	23,99	30,9798	CXal
23	0,0	1,0398	0,2967	0,2011	67,77	461	22,58	29,5816	CXal
24	0,0	1,3617	0,4226	0,2720	64,36	370	22,97	25,3900	LVd
25	0,0106	1,3793	0,5220	0,2886	55,29	210	23,70	15,0705	LVd

**Mín.**= Incremento mínimo; **Méd.**= Incremento médio; **Máx.**= Incremento máximo; **D.P.**= Desvio Padrão; **C.V.**= Coeficiente de variação; **N. ha<sup>-1</sup>**= Número de indivíduos por hectare. **LVd**= Latossolo Vermelho distrófico;

típico; **CXvdt**= Cambissolo Háplico Ta distrófico típico; **CXvdl**= Cambissolo Háplico Ta distrófico léptico; **CXal**= Cambissolo Háplico alítico típico.

O número de árvores médio por parcela foi de 560,88 ind. ha<sup>-1</sup>, apresentando DAP médio de 22,68 cm e área basal média de 30,5679 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. A parcela vinte e cinco (25) foi o local onde apresentou o maior incremento médio (0,5220 cm ano<sup>-1</sup>) com 255 ind. ha<sup>-1</sup>, DAP médio de 25,09 cm e área basal de 15,4826 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>.

A maior taxa no incremento médio ocorreu na parcela vinte e cinco (25), local em que ocorre menor número de indivíduos, propiciando, assim, maior espaço vital para que as espécies se desenvolvem, sendo, também, o local em que ocorreu maior número de espécies pioneiras.

Analisando as taxas anuais de incremento anual nas classes de diamétricas (Tabela 12), observou-se que, independentemente das espécies e do local onde se encontram, a terceira classe diamétrica (centro de classe= 35 cm) foi que apresentou o máximo incremento 1,5562 cm ano<sup>-1</sup>, com 1.322 indivíduos. Nas taxas de incremento médio, centro de classe diamétrica (95 cm) foi a que apresentou valor mais expressivo, 0,4900 cm ano<sup>-1</sup>, com apenas nove indivíduos presentes nesta classe de diâmetro.

Tabela 12 - Incremento periódico anual (di cm ano<sup>-1</sup>) por classe de diâmetro correspondente ao período de 2002 a 2011.

Incremento em diâmetro por classe de dap (cm ano <sup>-1</sup> )								
C. C. di	Mín.	Máx.	Méd.	D.P.	C.V.	N	T.P. anos	T.P.A. anos
15	-0,1096	0,8170	0,2717	0,1893	69,66	6252	37	22
25	-0,0707	1,1601	0,3730	0,2650	71,03	3382	27	16
35	-0,0531	1,5562	0,4095	0,2875	70,19	1322	24	14
45	-0,1238	1,3617	0,4391	0,2945	67,07	687	23	14
55	0,0	1,3793	0,4456	0,2611	58,59	331	22	14
65	0,0707	1,3440	0,4882	0,2373	48,60	204	20	14
75	0,0707	0,9655	0,4881	0,2042	41,83	112	20	14
85	0,0743	1,0787	0,4751	0,2079	43,75	61	21	15
95	0,2476	0,7781	0,4900	0,1650	33,67	09	20	15
105	0,2829	0,5482	0,4156	0,1876	45,13	02	24	17
115	0,7250	0,0000	0,0000	0,0000	0,0	01	*	*
125	0,0884	0,7003	0,3944	0,4327	109,71	02	25	12
135	0,4598	0,0	0,0	0,0	0,0	01	*	*
145	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	*	*
155	0,7427	0,0	0,0	0,0	0,0	01	*	*

C. C. di= Centro de Classe de diâmetro; **Mín.**= Incremento mínimo; **Méd.**= Incremento médio; **Máx.**= Incremento máximo; **D.P.**= Desvio Padrão; **C.V.**= Coeficiente de variação; **N**= Número de indivíduos por classe de diâmetro; **T.P. anos**=Tempo de Passagem para mudar de classe; **T.P.A. anos** Tempo de Passagem Acelerado (**D.P.**) para mudar de classe.

Observa-se a análise feita para o incremento médio anual no período 2002-2011 Tabela 12, que o tempo necessário para uma determinada espécie atingir as dimensões de 50 cm, levando em consideração uma espécie que esteja próxima ao centro de classe na amostragem, é de 129 anos para a classe 15; 67 anos para a classe 25; 37 anos para a classe 35 e 12 anos para a classe 45. Já no crescimento acelerado este tempo diminui de forma expressiva variando de 76 anos para a classe 15; 39 anos para a classe 25; 22 anos para a classe 35 e 7 anos para a classe 45. Deve-se lembrar que este tempo pode ser maior ou menor de acordo com a taxa de crescimento da espécie, desvio padrão (crescimento acelerado) ou mesmo as alterações que a floresta venha a sofrer durante o seu ciclo.

### 5.6.2 Ingresso e Mortalidade

As análises do ingresso foram realizadas por espécie e por parcela e as análises da mortalidade foram realizadas por espécie, parcela e por classe de diâmetro. No Apêndice F podem ser observadas as taxas de mortalidade e ingresso ocorrentes no período avaliado, com o número de árvores mortas e ingressas por hectare, as taxas de mortalidade e ingresso ocorridas no período e também às taxas anuais médias.

Nota-se (Apêndice F), que o número de árvores mortas foi superior ao número de árvores ingressas, com 87,12 ind. ha ano<sup>-1</sup> mortas e 67,96 ind. ha ano<sup>-1</sup> ingressas. A espécie que apresentou maior taxa de ingresso foi a *Coussarea contracta*, com 247 indivíduos, ou 9,88 ind. ha ano<sup>-1</sup>, seguido de *Ilex paraguariensis*, com 124 indivíduos, ou 4,96 ind. ha ano<sup>-1</sup> e *Myrciaria floribunda*, com 109 indivíduos, ou 4,36 ind. ha ano<sup>-1</sup>. As espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* apresentaram ingresso de vinte e seis “26” (1,04 ind. ha ano<sup>-1</sup>), nove “9” (0,36 ind. ha ano<sup>-1</sup>) e sete “7” (0,28 ind. ha ano<sup>-1</sup>) respectivamente. Examinando as taxas médias anuais de ingresso e mortalidade, constatou-se que, em termos líquidos, ocorreu diminuição da população na ordem de 19,16 ind. ha ano<sup>-1</sup>.

A espécie *Myrcia guianensis* teve um ganho anual em 16,67% do número de indivíduos iniciais, seguido da *Mimosa scabrella* com um ganho de 12,76% e *Annona sylvatica*, *Lonchocarpus muehlbergianus* e *Strychnos brasiliensis* com ganho de 11,11%. No geral, a floresta apresentou taxa anual média de ingresso de 4,87%. As espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa*, de maior importância madeireira, apresentaram taxa de ingresso muito pequena, sendo 0,28%, 0,26% e 0,18%, respectivamente.

Quando se analisa a mortalidade, a espécie *Ilex paraguariensis* apresentou a maior perda de indivíduos, com 13,04 ind. ha ano<sup>-1</sup> mortas, seguida da espécie *Myrsine umbellata*

com perda de 7,96 ind. ha ano<sup>-1</sup> e da espécie *Casearia decandra* que perdeu 7,32 ind. ha ano<sup>-1</sup>. As espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* apresentaram mortalidade muito pequenas, sendo 0,84 ind. ha ano<sup>-1</sup>, 0,92 ind. ha ano<sup>-1</sup> e 0,60 ind. ha ano<sup>-1</sup>.

Ao analisar as taxas médias anuais de mortalidade, as espécies com maiores taxas de mortalidade, proporcionalmente ao seu número inicial de indivíduos, foram: *Actinostemon concolor* e *Randia ferox* com perda de 22,22%, seguida pela espécie *Vernonanthura petiolaris* com perda de 15,37% e as espécies *Eugenia uniflora*, *Symplocos tenuifolia*, *Cinnamomum glaziovii* e *Symplocos tetrandra* com taxas de perda de 11,11%. As espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* apresentaram taxas de mortalidade muito pequenas, sendo 0,22%, 0,69% e 0,39%. Ressalta-se que, exceto para *Araucaria*, as taxas de saída foram maiores que as taxas de entrada.

Na Tabela 13 estão colocadas as taxas de ingresso e mortalidade por parcela ocorrida durante o período. Observa-se que as parcelas dois “2”, um “1”, dezessete “17” e dezoito “18” foram as que apresentaram o maior número de indivíduos ingressos, com 127, 107, 107 e 100, ou seja, 14,11 ind. ha ano<sup>-1</sup>, 11,89 ind. ha ano<sup>-1</sup>, 11,89 ind. ha ano<sup>-1</sup> e 11,11 ind. ha ano<sup>-1</sup>, com taxas de ingresso de 2,25%, 2,07%, 1,53% e 1,82% respectivamente.

As maiores taxas de mortalidade foram observadas nas parcelas dezessete “17”, dezoito “18”, seis “6”, dezesseis “16”, oito “8” e onze “11”. Nestas parcelas ocorreram 158, 145, 105, 102, 101 e 100 árvores mortas, ou seja, 17,56 ind. ha ano<sup>-1</sup>, 16,11 ind. ha ano<sup>-1</sup>, 11,67 ind. ha ano<sup>-1</sup>, 11,33 ind. ha ano<sup>-1</sup>, 11,22 ind. ha ano<sup>-1</sup> e 11,11 ind. ha ano<sup>-1</sup>, com taxas de mortalidade de 2,39%, 2,82, 2,10%, 2,55%, 1,77% e 1,82% respectivamente.

Considerando as taxas médias anuais de ingresso e mortalidade por parcela, obtém-se os valores médios de ingresso de 7,58 ind. ha ano<sup>-1</sup> com taxa média de ingresso de 1,36%. Os valores médios de mortalidade foram maiores que os de ingresso, apresentando valores médios de 9,79 ind. ha ano<sup>-1</sup> com taxa de mortalidade de 1,80%.

Na Tabela 14 pode-se observar as taxas de mortalidade por classe de diâmetro ocorridas durante o período.

Tabela 13 - Taxa de ingresso e mortalidade por parcela durante o período de 2002 a 2011.

Parcela	ing. 05	ing. 08	ing. 11	Total	Ing. Ano	Taxa Ing.%	m. 05	m. 08	m. 11	M. Ano	Taxa M. %	2002	2011
1	54	27	26	107	11,89	2,07	38	33	21	10,22	1,74	573	588
2	37	52	38	127	14,11	2,25	41	29	25	10,56	1,59	628	662
3	40	15	20	75	8,33	1,61	29	28	23	8,89	1,72	519	516
4	16	13	21	50	5,56	1,61	17	16	14	5,22	1,50	345	348
5	32	24	10	66	7,33	1,30	22	35	36	10,33	1,92	565	538
6	23	26	10	59	6,56	1,09	29	34	42	11,67	2,10	600	555
7	30	31	12	73	8,11	1,38	24	24	40	9,78	1,71	586	571
8	20	29	8	57	6,33	0,94	50	19	32	11,22	1,77	677	635
9	19	14	22	55	6,11	1,05	29	30	21	8,89	1,59	582	560
10	24	34	9	67	7,44	1,17	30	24	38	10,22	1,67	635	611
11	25	24	18	67	7,44	1,16	37	28	35	11,11	1,82	644	610
12	23	24	9	56	6,22	0,95	41	26	24	10,11	1,63	653	621
13	22	19	22	63	7,00	1,41	24	18	14	6,22	1,23	496	506
14	19	29	12	60	6,67	1,29	35	20	11	7,33	1,43	517	514
15	32	16	34	82	9,11	1,49	39	21	28	9,78	1,61	611	606
16	9	19	15	43	4,78	0,96	48	21	33	11,33	2,55	499	445
17	38	39	30	107	11,89	1,53	66	54	38	17,56	2,39	778	735
18	21	32	47	100	11,11	1,82	45	68	32	16,11	2,82	610	571
19	27	16	15	58	6,44	0,84	28	30	35	10,33	1,41	764	735
20	15	19	4	38	4,22	0,72	23	24	25	8,00	1,44	589	555
21	9	17	9	35	3,89	0,56	22	29	22	8,11	1,24	691	653
22	25	28	13	66	7,33	1,46	21	19	31	7,89	1,59	501	496
23	27	28	22	77	8,56	1,62	17	28	29	8,22	1,55	529	532
24	17	14	39	70	7,78	1,82	32	11	19	6,89	1,58	428	436
25	9	1	38	48	5,33	1,87	39	20	20	8,78	3,46	285	254

Ing./05, 08, 11= Ingresso no período por parcela; Ing. ha<sup>-1</sup>= Ingresso ha<sup>-1</sup>; T.I.A.%= Taxa de ingresso anual no período de 9 anos; m./ 05, 08, 11= Mortalidade no período; T.M.A/%= Taxa de mortalidade anual no período de 9 anos.

Tabela 14 - Taxa de mortalidade por classe de diâmetro durante o período de 2002 a 2011.

C.C. di	m. 05	m. 08	m. 11	Total m.	Dist. 02	Dist. 11
15	543	421	421	1385	8531	7891
25	181	153	160	494	3449	3394
35	64	56	41	161	1290	1323
45	28	28	16	72	636	690
55	5	4	9	18	299	331
65	5	3	4	12	179	205
75	0	0	0	0	92	111
85	0	0	0	0	31	61
95	0	1	0	1	5	9
105	0	0	0	0	3	2
115	0	0	0	0	1	1
125	0	0	0	0	2	2
135	0	0	0	0	0	1
145	0	0	0	0	0	0
155	0	0	0	0	1	1
<b>Total</b>	<b>826</b>	<b>665</b>	<b>651</b>	<b>2143</b>	<b>14519</b>	<b>14022</b>

C.C. di= Centro de Classe de diâmetro com amplitude de 10 cm, sendo a primeira classe de 10 a 20 cm, a segunda classe de 20 a 30 cm, e assim sucessivamente; m. 05, 08, 11= árvores mortas durante o período de 2005, 2008 e 2011; Total m.= Total de árvores mortas durante o período de 2002 a 2011; Dist. 02, 11= Número de indivíduos nas respectivas classes de diâmetro.

Pode-se observar que a maior quantidade de indivíduos mortos ocorreu nas classes menores, “10 a 20 cm” com mortalidade de 64,96% ou 1.385 indivíduos, seguida da classe “20 a 30 cm” com mortalidade de 23,17% ou 494 indivíduos e na classe “30 a 40 cm” que a mortalidade chegou a 7,55% ou 161 indivíduos e na classe de “40 a 50” a mortalidade foi de 3,38% ou 72 indivíduos.

Neste período, a floresta teve maior quantidade de árvores mortas (2.178 indivíduos ou 9,68 árv. ha ano<sup>-1</sup>) em relação à quantidade de árvores ingressas (1.699 indivíduos ou 7,55 árv. ha ano<sup>-1</sup>). Este maior número de árvores mortas em relação ao número de árvores ingressas pode estar atribuído a uma fase cíclica que a floresta encontra-se ou devido a maior competição das árvores, principalmente nas menores classes de diâmetro que representam maiores taxas de mortalidade.

De acordo com Silva (1989), a quantidade de ingresso varia não só com o grau de distúrbio do dossel, mas também com a composição de espécies presentes na área. Esta quantidade maior de indivíduos que morrem em relação aos que ingressam na floresta fazem parte do processo dinâmico, onde necessita que alguns indivíduos morram para que libere espaço e diminua a competição por água, luz e nutrientes, fazendo assim, com que outros indivíduos remanescentes cresçam e se desenvolvam. Na pesquisa de Moscovich (2006), em Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, o autor também encontrou taxas de

mortalidade superiores às taxas de ingresso.

### 5.6.3 Estrutura Diamétrica

A distribuição dos indivíduos em classes diamétricas indica maior concentração nas classes menores, para todas as espécies analisadas, o que é padrão para florestas nativas inequiâneas. Considerando apenas as duas primeiras classes (árvores com menos de 30 cm de diâmetro), observa-se que a proporção de indivíduos foi de 82,28% no período de 2002 e de 80,23% no período de 2011, conforme apresentado na Figura 18.

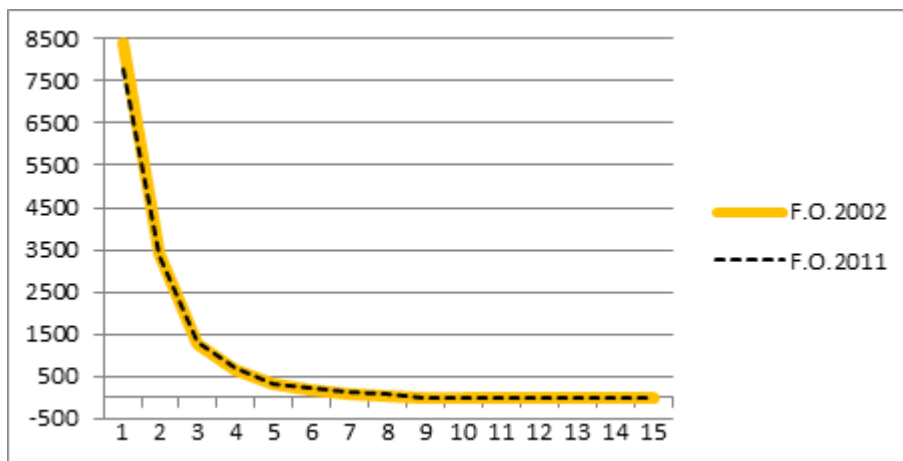


Figura 18 - Distribuição de Frequência por classe de diâmetro nos períodos de 2002 e 2011.

Durando os nove anos de monitoramento da floresta, houve um decréscimo de 3,16% do número de indivíduos, consequência da dinâmica natural da floresta. Ocorreu decréscimo nas duas classes menores que 30 cm de DAP, onde grande quantidade de indivíduos jovens e com pequenas dimensões morreram, para que os indivíduos com maiores dimensões se desenvolvessem.

Populações em equilíbrio em geral apresentam histogramas de frequência nas classes de diâmetro como uma série geométrica decrescente (J invertido), ou seja, a frequência de indivíduos nas classes de DAP em uma Floresta Madura (Floresta primária ou secundária em estágio avançado) apresenta uma distribuição balanceada dos indivíduos nas classes de diâmetro.

Populações com indícios de desequilíbrio apresentam nos histogramas de frequência (classes de diâmetro) uma quebra na série geométrica decrescente. Esta quebra na série decrescente pode ser observada nas espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea*



*porosa*. Esta irregularidade geralmente ocorre da ausência da regeneração de indivíduos jovens e a mortalidade nas menores classes, o que afeta a estabilidade da espécie, tornando-as suscetíveis ao desaparecimento à longo prazo.

Elevado número de indivíduos nas classes iniciais de diâmetro indica que uma parte significativa da população arbórea foi amostrada, sendo constituídas por indivíduos jovens e sub-bosque. Interrupções e oscilações de frequência nas classes superiores de DAP podem indicar uma subamostragem dos indivíduos de grande porte e/ou efeitos de cortes seletivos ocorridos no passado e/ou a ocorrência de mortalidade.

#### 5.6.4 Coeficientes e Aderência das Funções

Verificou-se que, de maneira geral, houve decréscimo do número de indivíduos por hectare (N/ha) ao longo do tempo. As Tabelas de 15 a 25 apresentam os coeficientes do modelo e os valores do teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov, para a totalidade das espécies (Tabela 15), para as três espécies madeiras (Tabelas 16, 17 e 18) e para os grupos ecológicos das espécies da floresta (Tabelas 19 a 22) e para a análise de agrupamento (Tabelas 23 a 25).

Tabela 15 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para todas as espécies.

Geral 2002				Geral 2011					
Funções	Coeficientes	Dtab	Dcalc	Funções	Coeficientes	Dtab	Dcalc		
Meyer I	9,5720	0,0114	0,0784	Meyer I	9,6474	0,0116	0,0533		
	-0,0708		$\alpha > 5\%$		-0,0709		$\alpha > 5\%$		
Meyer II	7,0285	0,0114	0,3416	Meyer II	7,1133	0,0116	0,3200		
	-0,0004		$\alpha > 5\%$		-0,0004		$\alpha > 5\%$		
Weibull 2P	2,733	0,0114	0,1524	Weibull 2P	2,654	0,0116	0,1591		
	19,06		$\alpha > 5\%$		19,56		$\alpha > 5\%$		
Weibull 3P	10,79	0,0114	0,0215	Weibull 3P	10,69	0,0116	0,0219		
	9,982		*		$\alpha < 5\%$		10,83	*	$\alpha < 5\%$
	0,8186						0,8253		

As Funções de Meyer Tipo I, II e a Função Weibull 2P, rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. A Função de Weibull 3P, aceitou-se  $H_0$ , ou seja, aceita-se a distribuição testada, ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ).

A Figura 19 apresenta as frequências observadas e estimadas para os dois períodos

avaliados.

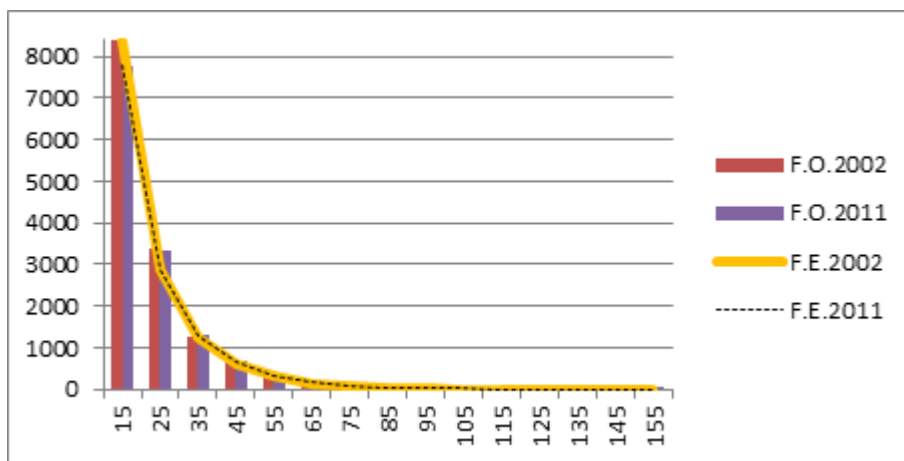


Figura 19 - Número de indivíduos observado e estimado para todas as espécies utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando a distribuição diamétrica da espécie *Araucaria Angustifolia*, as Funções de Meyer Tipo I e II e a Função Weibull 2P (Tabela 16) rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. A Função de Weibull 3P, aceitou-se  $H_0$ , ou seja, aceita-se a distribuição testada, ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). A Figura 20 apresenta as frequências observadas (F.O.) e frequências estimadas (F.E.) para *Araucaria angustifolia* nos dois períodos avaliados.

Tabela 16 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para a *Araucaria angustifolia*.

Araucaria 2002				Araucaria 2011					
Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc	Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc		
Meyer I	7,2184	0,0420	0,3376	Meyer I	7,1653	0,0419	0,3758		
	-0,0560		$\alpha > 5\%$		-0,0541		$\alpha > 5\%$		
Meyer II	5,9379	0,0420	0,2108	Meyer II	5,8293	0,0419	0,2436		
	-0,0005		$\alpha > 5\%$		-0,0004		$\alpha > 5\%$		
Weibull 2P	1,615	0,0420	0,0699	Weibull 2P	1,603	0,0419	0,0633		
	42,46		$\alpha > 5\%$		48,04		$\alpha > 5\%$		
Weibull 3P	1,376	0,0420	0,0455	Weibull 3P	-11,08	0,0419	0,0447		
	45,16		*		$\alpha < 5\%$		60,92	*	$\alpha < 5\%$
	1,698						2,317		

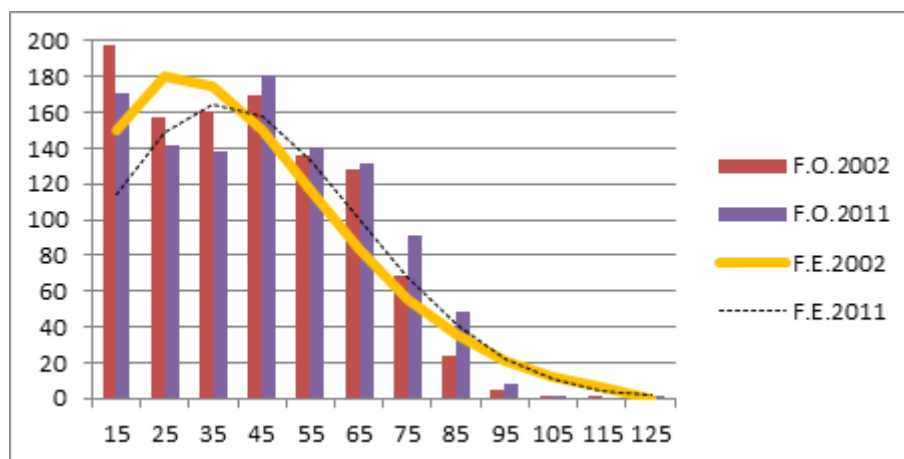


Figura 20 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie *Araucaria angustifolia* utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O.= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando a distribuição diamétrica da espécie *Ocotea porosa* (Tabela 17), as Funções de Meyer Tipo I e II, rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. As Funções de Weibull 2P e 3P, aceitou-se  $H_0$ , ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). As Figuras 21 e 22 apresentam as frequências observadas e estimadas durante os dois períodos avaliados, para as funções Weibull 2P e Weibull 3P.

Tabela 17 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para a *Ocotea porosa*.

Ocotea 2002				Ocotea 2011				
Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc	Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc	
Meyer I	5,4664	0,0655	0,1811	Meyer I	5,4694	0,0658	0,2471	
	-0,0406				$\alpha > 5\%$			
Meyer II	4,0209	0,0655	0,1133	Meyer II	4,1122	0,0658	0,1016	
	-0,0002				$\alpha > 5\%$			
Weibull 2P	2,135	0,0655	0,0612	Weibull 2P	2,214	0,0658	0,0615	
	38,75				*			$\alpha > 5\%$
Weibull 3P	10,81	0,0655	0,0404	Weibull 3P	14,85	0,0658	0,0977	
	29,56				*			$\alpha > 5\%$
	1,544							1,26

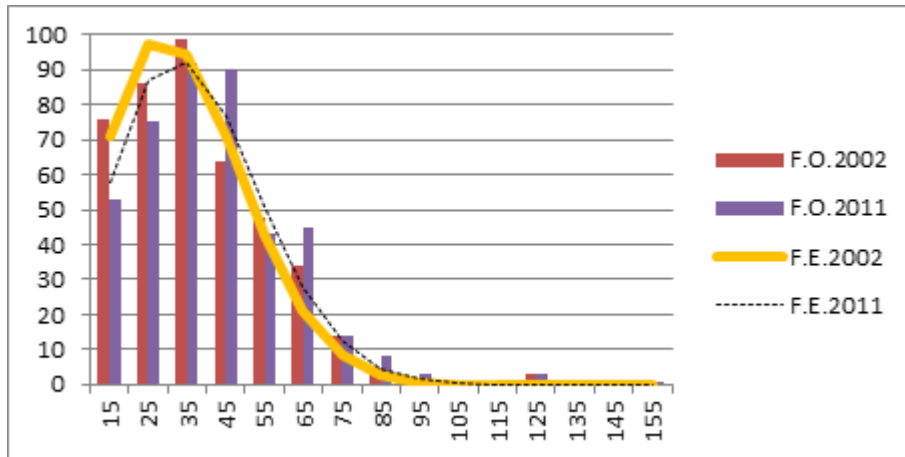


Figura 21 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie *Ocotea porosa* utilizando a função Weibull 2P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

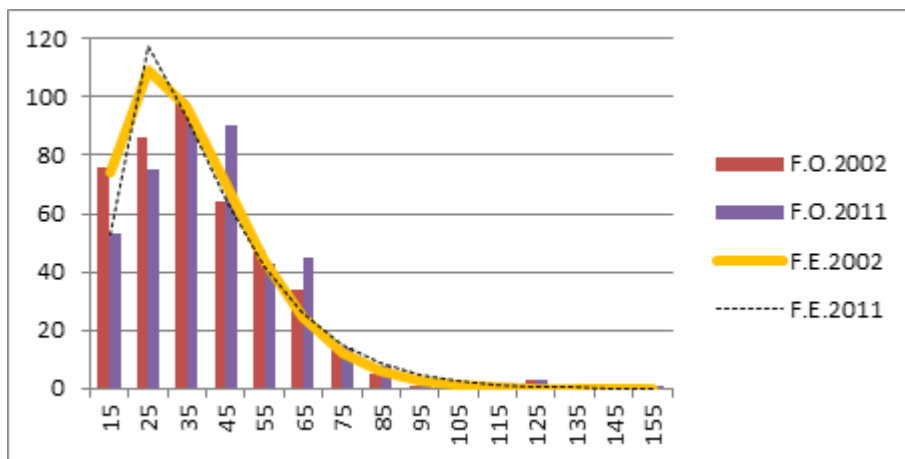


Figura 22 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie *Ocotea porosa* utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando a distribuição diamétrica da espécie *Cedrela fissilis* (Tabela 18), as Funções de Meyer Tipo I e II, rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. As Funções de Weibull 2P e 3P, aceitou-se  $H_0$ , ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). As Figuras 23 e 24 apresentam as frequências observadas e estimadas durante os dois períodos avaliados.

Tabela 18 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para a *Cedrela fissilis*.

Cedrela 2002				Cedrela 2011					
Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc	Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc		
Meyer I	6,6811	0,0692	0,2959	Meyer I	6,2791	0,0705	0,2945		
	-0,0767		$\alpha > 5\%$		-0,0643		$\alpha > 5\%$		
Meyer II	5,2044	0,0692	0,1419	Meyer II	5,0986	0,0705	0,1805		
	-0,0008		$\alpha > 5\%$		-0,0007		$\alpha > 5\%$		
Weibull 2P	2,234	0,0692	0,0230	Weibull 2P	2,388	0,0705	0,0168		
	32,39		*		$\alpha < 5\%$		36,15	*	$\alpha < 5\%$
Weibull 3P	7,118	0,0692	0,0154982	Weibull 3P	3,857	0,0705	0,0070		
	26,59		*		$\alpha < 5\%$		32,78	*	$\alpha < 5\%$
	1,758						2,129		

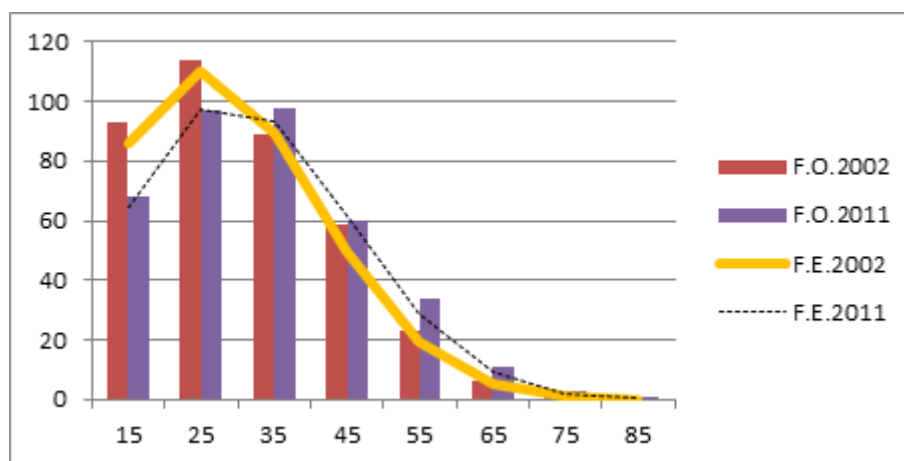


Figura 23 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie *Cedrela fissilis* utilizando a função Weibull 2P, onde: F.O.= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

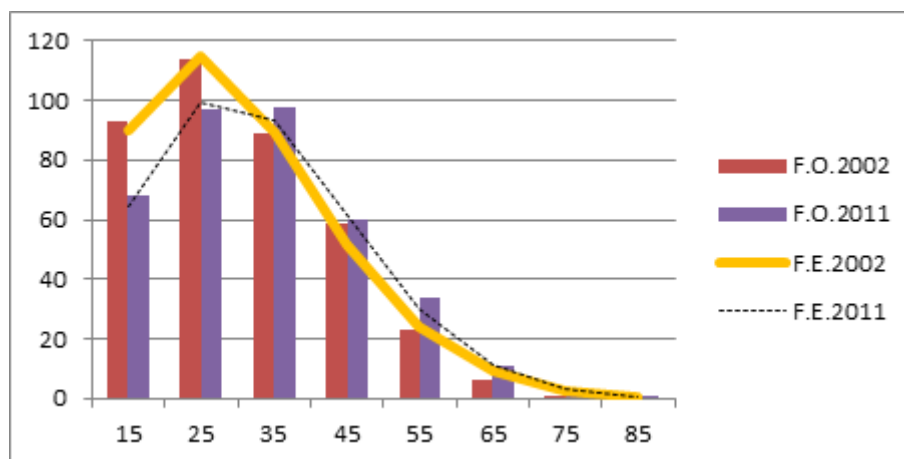


Figura 24 - Número de indivíduos observado e estimado para a espécie *Cedrela fissilis* utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O.= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando o grupo ecológico das espécies Pioneiras (Tabela 19), as Funções de Meyer Tipo I, II e a Função Weibull 2P, rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. A Função de Weibull 3P, aceitou-se  $H_0$ , ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). A Figura 25 apresenta as frequências observadas e estimadas durante os dois períodos avaliados.

Tabela 19 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies Pioneiras.

Funções	Pioneiras 2002			Funções	Pioneiras 2011				
	Coeficientes	Dtab	Dcalc		Coeficientes	Dtab	Dcalc		
Meyer I	8,0220	0,0354	0,1163	Meyer I	7,582243986	0,03788	0,073027		
	-0,0871		$\alpha > 5\%$		-0,07543584		$\alpha > 5\%$		
Meyer II	5,7948	0,0354	0,1156	Meyer II	5,5001	0,0379	0,1553		
	-0,0007		$\alpha > 5\%$		-0,0005		$\alpha > 5\%$		
Weibull 2P	2,46	0,0354	0,1262	Weibull 2P	2,454	0,0379	0,1582		
	22,42		$\alpha > 5\%$		22,49		$\alpha > 5\%$		
Weibull 3P	9,969	0,0354	0,0230	Weibull 3P	10,67	0,0379	0,0362		
	16,02		*		$\alpha < 5\%$		16,52	*	$\alpha < 5\%$
	1,165						1,007		

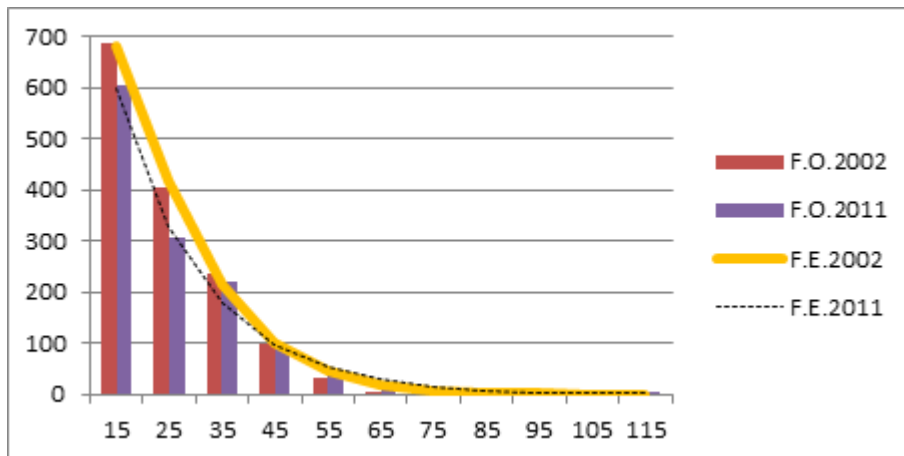


Figura 25 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies Pioneiras utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando o grupo ecológico das espécies Secundárias Iniciais (Tabela 20), as Funções de Meyer Tipo I, II e a Função Weibull 2P, rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. A Função de Weibull 3P, aceitou-se  $H_0$ , ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). A Figura 26 apresenta as frequências observadas e estimadas durante os dois períodos avaliados.

Tabela 20 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies Secundárias Iniciais.

Sec_Iniciais 2002				Sec_Iniciais 2011					
Funções	Coeficientes	Dtab	Dcale	Funções	Coeficientes	Dtab	Dcale		
Meyer I	9,7493	0,0181	0,0188	Meyer I	9,5052	0,0187	0,0359		
	-0,1043		$\alpha < 5\%$		-0,0975		$\alpha < 5\%$		
Meyer II	7,5652	0,0181	0,1915	Meyer II	7,4335	0,0187	0,1674		
	-0,0010		$\alpha > 5\%$		-0,0009		$\alpha > 5\%$		
Weibull 2P	3,009	0,0181	0,0996	Weibull 2P	2,771	0,0187	0,1053		
	18,68		$\alpha > 5\%$		19,1		$\alpha > 5\%$		
Weibull 3P	9,208	0,0181	0,0207	Weibull 3P	8,978	0,0187	0,0192		
	10,91		*		$\alpha < 5\%$		12,11	*	$\alpha < 5\%$
	1,277						1,329		

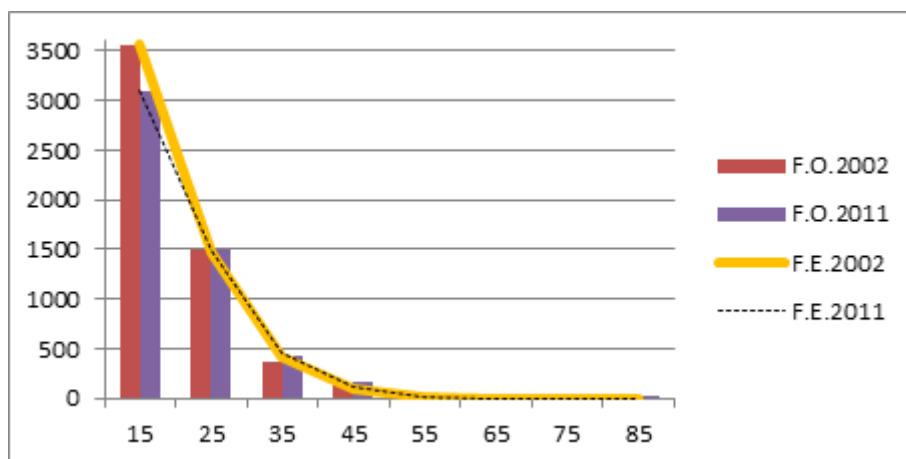


Figura 26 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies Secundárias Iniciais utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O.= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando o grupo ecológico das espécies Secundárias Tardias (Tabela 21), as Funções de Meyer Tipo I, II e Weibull 2P, rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. A Função de Weibull 3P, aceitou-se  $H_0$ , ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). A Figura 27 apresenta as frequências observadas e estimadas durante os dois períodos avaliados.

Tabela 21 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies Secundárias Tardias.

Sec_Tardias 2002				Sec_Tardias 2011					
Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc	Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc		
Meyer I	9,5437	0,0171	0,0284	Meyer I	9,4607	0,0171	0,0319		
	-0,0818		$\alpha < 5\%$		-0,0778		$\alpha < 5\%$		
Meyer II	7,4449	0,0171	0,2505	Meyer II	7,3102	0,0171	0,2490		
	-0,0006		$\alpha > 5\%$		-0,0005		$\alpha > 5\%$		
Weibull 2P	2,74	0,0171	0,1755	Weibull 2P	2,665	0,0171	0,1807		
	19,02		$\alpha > 5\%$		19,48		$\alpha > 5\%$		
Weibull 3P	11,07	0,0171	0,0092	Weibull 3P	10,93	0,0171	0,0146		
	10,73		*		$\alpha < 5\%$		11,58	*	$\alpha < 5\%$
	0,8125						0,8306		

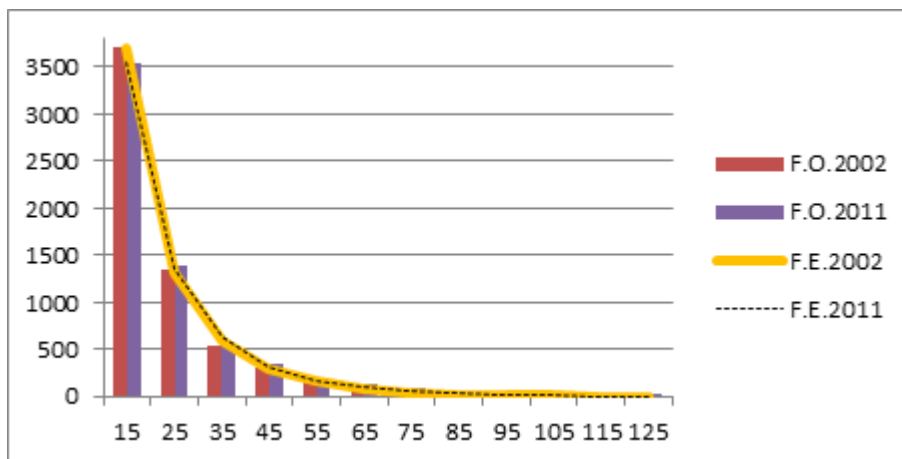


Figura 27 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies Secundárias Tardias utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando a distribuição diamétrica das espécies pertencentes ao grupo ecológico Clímax (Tabela 22), nos anos de 2002 e 2011, as Funções de Meyer Tipo I, II e Weibull 2P, rejeita-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. Considerando a Função de Weibull 3P, aceita-se  $H_0$ , ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). A Figura 28 apresenta as frequências observadas e estimadas durante os dois períodos avaliados.



Tabela 22 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies Clímax.

Climax 2002				Climax 2011			
Funções	Coeficientes	Dtab	Dcalc	Funções	Coeficientes	Dtab	Dcalc
Meyer I	6,0463	0,0483	0,1165	Meyer I	6,3147	0,0443	0,1560
	-0,0457		$\alpha > 5\%$		-0,0479		$\alpha > 5\%$
Meyer II	4,3651	0,0483	0,2820	Meyer II	4,5805	0,0443	0,3288
	-0,0002		$\alpha > 5\%$		-0,0003		$\alpha > 5\%$
Weibull 2P	2,477	0,0483	0,2469	Weibull 2P	2,583	0,0443	0,2732
	21,63		$\alpha > 5\%$		20,15		$\alpha > 5\%$
Weibull 3P	11,96	0,0483	0,0412	Weibull 3P	11,64	0,0443	0,0473
	18,26	*	$\alpha < 5\%$		14,32	*	$\alpha < 5\%$
	0,8979				0,7485		

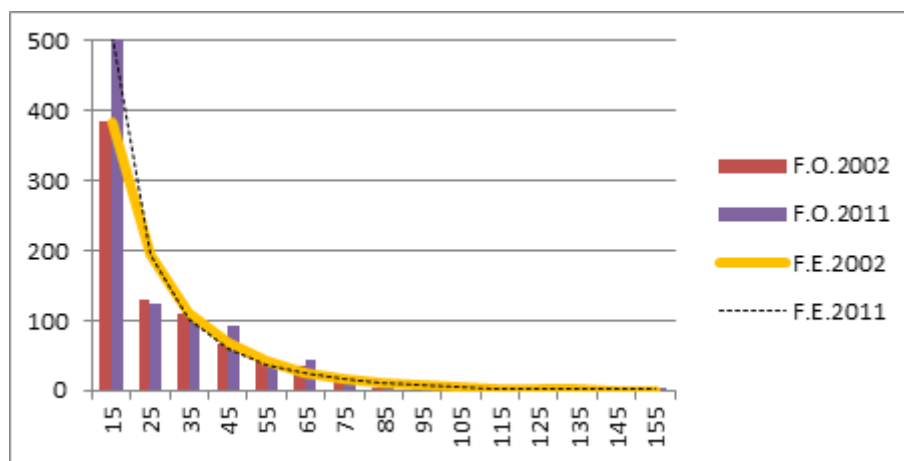


Figura 28 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies Clímax utilizando a função Weibull 3P, onde: F.O.= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando a distribuição diamétrica das espécies pertencentes ao Agrupamento I (Tabela 23), a Função de Meyer Tipo I, Meyer Tipo II, Função Weibull 2P e a Função Weibull 3P (2011), rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. A Função Weibull 3P (2002), aceitou-se  $H_0$ , ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). A Figura 29 apresenta as frequências observadas e estimadas durante o período de 2002.

Tabela 23 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies do Agrupamento I.

Grupo I 2002				Grupo I 2011				
Funções	Coeficientes	Dtab	Dcalc	Funções	Coeficientes	Dtab	Dcalc	
Meyer I	8,3456	0,0181	0,1174	Meyer I	8,7513	0,0182	0,0991	
	-0,0623		$\alpha > 5\%$		-0,0767		$\alpha > 5\%$	
Meyer II	6,0853	0,0181	0,3627	Meyer II	6,1751	0,0183	0,3485	
	-0,00033		$\alpha > 5\%$		-0,00033		$\alpha > 5\%$	
Weibull 2P	2,713	0,0181	0,1590	Weibull 2P	2,685	0,0183	0,1682	
	19,18		$\alpha > 5\%$		19,36		$\alpha > 5\%$	
Weibull 3P	10,82	0,0181	0,0139	Weibull 3P	10,90	0,0183	0,0199	
	10,49		*		$\alpha < 5\%$		10,45	$\alpha > 5\%$
	0,8306						0,7902	

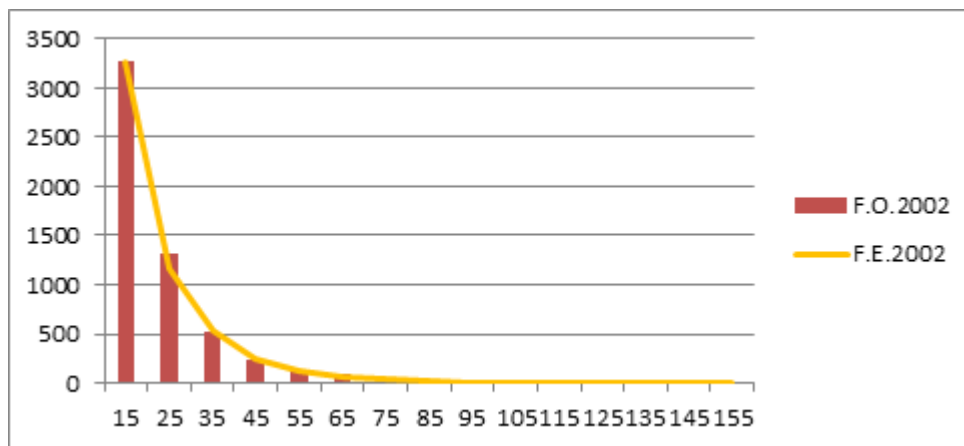


Figura 29 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento I utilizando a Função Weibull 3P, onde: F.O.= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando a distribuição diamétrica das espécies pertencentes ao Agrupamento II (Tabela 24), a Função de Meyer Tipo I (2002), Função Meyer Tipo II e a Função Weibull 2P, rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. As Funções de Meyer Tipo I (2011) e Weibull 3P, aceitou-se  $H_0$ , ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). As Figuras 30 e 31 apresentam as frequências observadas e estimadas durante os períodos avaliados.

Tabela 24 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies do Agrupamento II.

Grupo II 2002				Grupo II 2011							
Funções	Coeficientes	Dtab	Dcalc	Funções	Coeficientes	Dtab	Dcalc				
Meyer I	9,0119	0,0225	0,0226	Meyer I	8,8280	0,0230	0,0161				
	-0,0852				$\alpha > 5\%$			-0,0810	*	$\alpha < 5\%$	
Meyer II	7,1222	0,0225	0,1925	Meyer II	7,0421	0,0230	0,3192				
	-0,00075				$\alpha > 5\%$			-0,00068	$\alpha > 5\%$		
Weibull 2P	2,481	0,0225	0,1606	Weibull 2P	2,331	0,0230	0,1718				
	18,34				$\alpha > 5\%$			18,51	$\alpha > 5\%$		
Weibull 3P	10,48	0,0225	0,0133	Weibull 3P	10,58	0,0230	0,0081				
	11,67				*			$\alpha < 5\%$	12,58	*	$\alpha < 5\%$
	0,9506								0,9269		

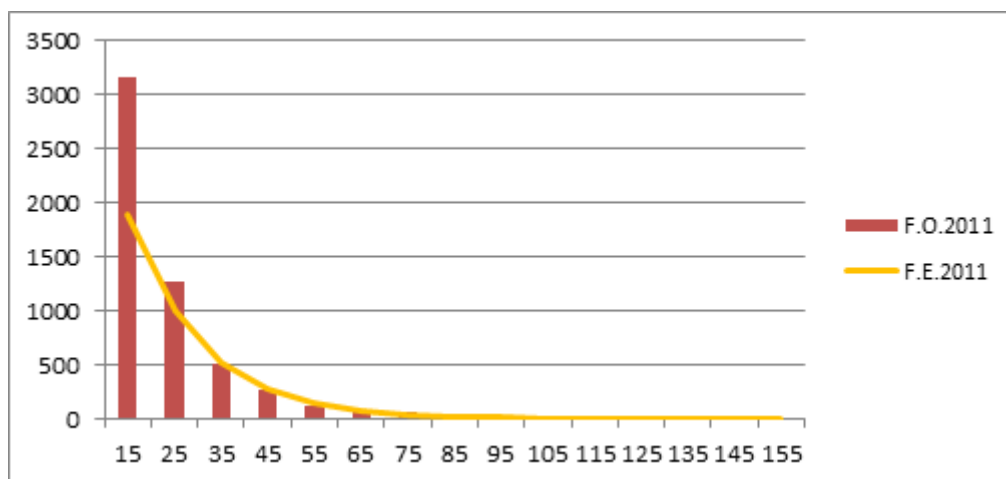


Figura 30 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento II utilizando a Função Meyer Tipo I (2011), onde: F.O.= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

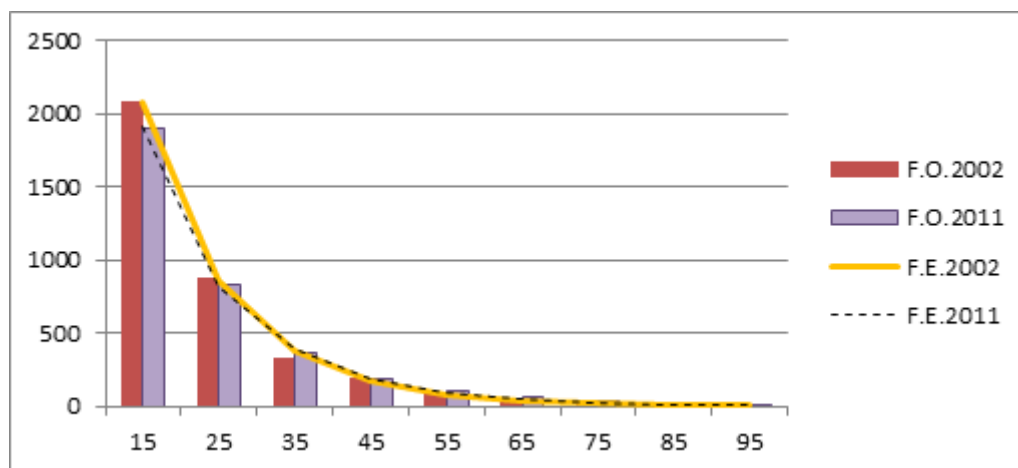


Figura 31 - Número de Indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento II utilizando a Função Weibull 3P, onde: F.O.= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

Considerando a distribuição diamétrica das espécies pertencentes ao Agrupamento III (Tabela 25), as Funções de Meyer Tipo II, a Função de Weibull 2P e 3P (2011), rejeitou-se  $H_0$ , ou seja, rejeita-se a distribuição testada. As Funções de Meyer Tipo I Weibull 3P (2002), aceitou-se  $H_0$ , ou seja, não há diferença entre as frequências esperadas e observadas das categorias da variável ( $F_o(x) = F_e(x)$ ). As Figuras 32 e 33 apresentam as frequências observadas e estimadas durante os períodos avaliados.

Tabela 25 - Funções utilizadas e coeficientes dos modelos de densidade de probabilidade para as espécies do Agrupamento III.

Grupo III 2002				Grupo III 2011			
Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc	Funções	Coefficientes	Dtab	Dcalc
Meyer I	7,7997	0,0192	0,0096	Meyer I	9,2277	0,0196	0,0090
	-0,0789	*	$\alpha < 5\%$		-0,0844	*	$\alpha < 5\%$
Meyer II	7,2172	0,0192	0,2336	Meyer II	6,9976	0,0196	0,2235
	-0,00073		$\alpha > 5\%$		-0,00062		$\alpha > 5\%$
Weibull 2P	2,801	0,0192	0,1395	Weibull 2P	2,662	0,0196	0,1421
	18,72		$\alpha > 5\%$		19,51		$\alpha > 5\%$
Weibull 3P	10,22	0,0169	0,0166	Weibull 3P	9,852	0,0196	0,0227
	10,67	*	$\alpha < 5\%$		12,01		$\alpha > 5\%$
	1,011				1,08		

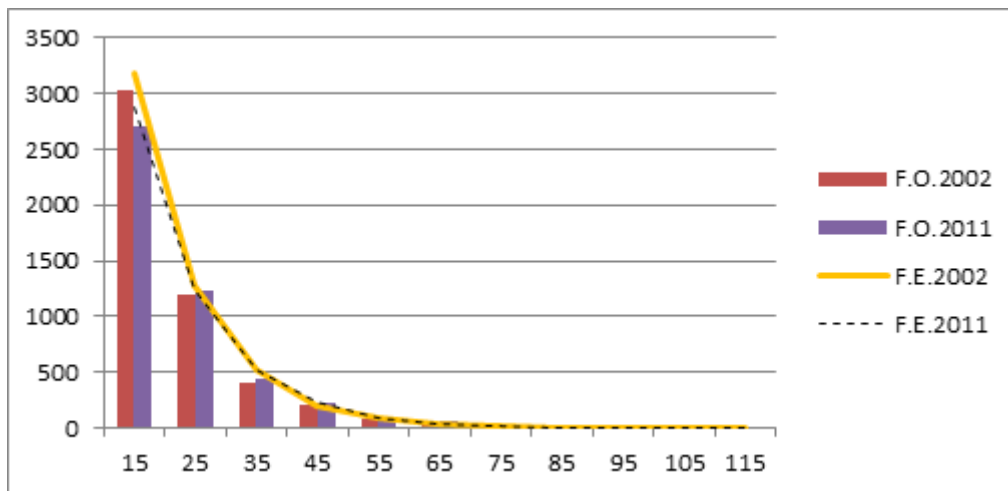


Figura 32 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento III utilizando a Função Meyer Tipo I, onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

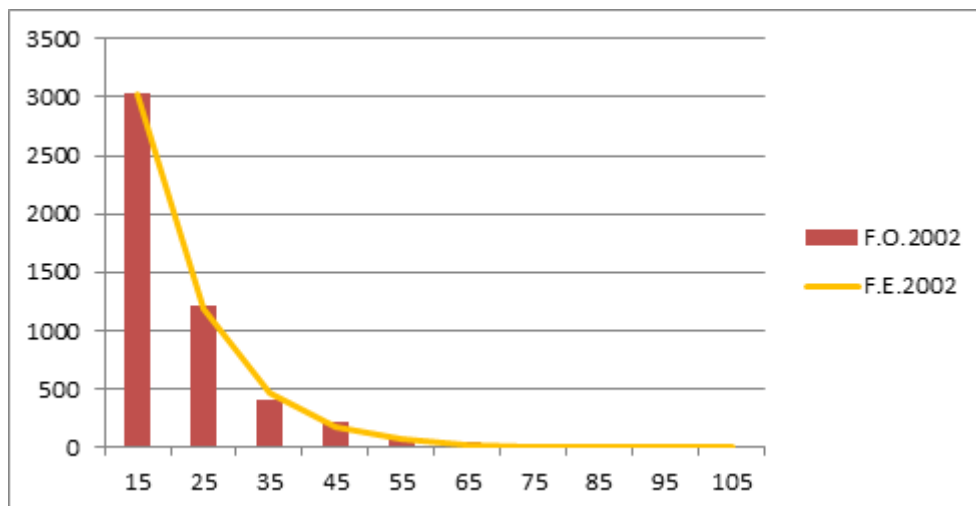


Figura 33 - Número de indivíduos observado e estimado para as espécies do Agrupamento III utilizando a Função Weibull 3P (2002) , onde: F.O= frequência observada e F.E.= frequência estimada.

O teste Kolmogorov-Smirnov indicou que houve aderência na grande maioria dos casos para a Função de Densidade de Probabilidade Weibull 3 parâmetros (3P), sendo que as outras Funções utilizadas não foram significativas. Ao analisar apenas espécie *Araucaria angustifolia*, houve aderência apenas para a Função Weibull 3P. Ao analisar as espécies *Ocotea porosa* e *Cedrela fissilis*, houve aderência para as Funções Weibull 2P e 3P.

Analisando os grupos ecológicos Pioneiras, Secundárias Iniciais, Secundárias Tardias e Clímax, houve aderência apenas para a Função Weibull 3P.

Analisando a formação de Agrupamentos I, II, e III, houve aderência apenas para as Funções Meyer Tipo I e Weibull 3P (Agrupamento I, houve aderência apenas para os dados de 2002).

Não houve aderência para as funções Weibull 2P e Meyer (tipo I e II). Elas apresentaram baixa flexibilidade e subestimaram consideravelmente as frequências nas duas primeiras classes de diâmetro, assim, ficaram muito aquém da Função Weibull 3P, conforme indicado pelo teste de Kolmogorov-Smirnov.

A partir destes resultados, outras funções podem ser ajustadas, como as Funções de Densidade de Probabilidade Beta, Gama, LogNormal, Normal, SB Johnson, Quadros e Péllico Netto e testar outros modelos teóricos os quais mais se aproximam do conjunto de dados analisados.

## 5.7 Dinâmica da Estrutura Fitossociológica da Floresta

Por meio da análise fitossociológica buscou-se obter informações que tornassem possível o reconhecimento e definição de comunidades vegetais no que se refere à estrutura, classificação e dinâmica.

Foram encontradas em 2002 e 2011, 14.306 e 13.854 indivíduos, ou seja, 572,24 e 554,16 ind. ha<sup>-1</sup>. Quanto ao número de fustes, em 2002 e 2011, foram encontrados, 14.519 e 14.022 fustes, ou seja, 580,76 e 560,88 fustes ha<sup>-1</sup>.

### 5.7.1 Estrutura Horizontal da Floresta

A estrutura horizontal avalia o estoque em crescimento e a participação de cada espécie na comunidade, sua distribuição espacial, sugere quais das espécies assumem maior importância na floresta e quais espécies podem ser consideradas raras. Os parâmetros quantitativos utilizados para essa interpretação foram: densidade absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa, frequência absoluta e relativa, valor de cobertura e valor de importância (FINOL, 1971). Estes resultados estão apresentados nas Tabelas 26, 27, 28 e 29.

A área basal média ha<sup>-1</sup> encontrada na floresta em 2002 foi de 28,6676 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> com total de 112 espécies. O grupo ecológico mais expressivo foi o das espécies Secundárias Tardias com 14,2780 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, com trinta e cinco (35) espécies, seguido do grupo ecológico das espécies Secundárias Iniciais com 8,3914 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, com quarenta e três (43) espécies, seguido do grupo ecológico das espécies Pioneiras com 3,1951 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, com vinte e quatro (24) espécies e por último o grupo ecológico das espécies Clímax com 2,8031 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, com dez (10) espécies.

Em 2002, no grupo ecológico das espécies Pioneiras, a espécie com maior dominância absoluta foi *Cedrela fissilis* com 1,3201 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e 15,44 ind. ha<sup>-1</sup>. No grupo ecológico das espécies Secundárias Iniciais a espécie com maior dominância absoluta foi a *Nectandra grandiflora* com 1,8099 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e 35,64 ind. ha<sup>-1</sup>. No grupo das espécies Secundárias Tardias, a espécie com maior dominância absoluta foi *Araucaria angustifolia* com 7,0681 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e 41,92 ind. ha<sup>-1</sup>. O grupo ecológico das espécies Clímax, a espécie com maior dominância absoluta foi a *Ocotea porosa* com 2,5034 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e 17,24 ind. ha<sup>-1</sup>. Estas quatro espécies juntas representam 44,31% do total em área basal e 19,27% do total de indivíduos.

Tabela 26 - Estrutura Horizontal das espécies Pioneiras.

Nome Científico	Pioneiras 2002										Pioneiras 2011									
	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI		
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D.Jackson	6	0,24	0,04	24	0,45	0,0043	0,02	0,06	0,50	5	0,2	0,04	20	0,36	0,0048	0,02	0,05	0,41		
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	5	0,2	0,03	8	0,15	0,0585	0,20	0,24	0,39	5	0,2	0,04	8	0,14	0,0690	0,23	0,26	0,41		
<i>Baccharis semisserata</i> DC.										1	0,04	0,01	4	0,07	0,0005	0	0,01	0,08		
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	386	15,44	2,7	100	1,86	1,3201	4,6	7,30	9,16	372	14,88	2,69	100	1,81	1,5256	4,98	7,66	9,47		
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	356	14,24	2,49	96	1,78	0,6773	2,36	4,85	6,64	297	11,88	2,14	96	1,74	0,6167	2,01	4,16	5,89		
<i>Clethra scabra</i> Pers.	132	5,28	0,92	92	1,71	0,3384	1,18	2,10	3,81	102	4,08	0,74	76	1,37	0,3107	1,01	1,75	3,13		
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché										2	0,08	0,01	8	0,14	0,0009	0	0,02	0,16		
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0019	0,01	0,01	0,09	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0022	0,01	0,01	0,09		
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0011	0,00	0,01	0,09											
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	45	1,8	0,31	60	1,12	0,1201	0,42	0,73	1,85	28	1,12	0,2	60	1,09	0,0797	0,26	0,46	1,55		
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0010	0,00	0,01	0,09	2	0,08	0,01	8	0,14	0,0022	0,01	0,02	0,17		
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	27	1,08	0,19	12	0,22	0,0936	0,33	0,52	0,74	36	1,44	0,26	12	0,22	0,0350	0,11	0,37	0,59		
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	220	8,8	1,54	96	1,78	0,1405	0,49	2,03	3,81	199	7,96	1,44	92	1,66	0,1302	0,42	1,86	3,53		
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén	56	2,24	0,39	36	0,67	0,1243	0,43	0,83	1,49	46	1,84	0,33	36	0,65	0,1018	0,33	0,66	1,32		
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	15	0,6	0,1	44	0,82	0,0159	0,06	0,16	0,98	25	1	0,18	48	0,87	0,0248	0,08	0,26	1,13		
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	6	0,24	0,04	20	0,37	0,0119	0,04	0,08	0,46	6	0,24	0,04	20	0,36	0,0108	0,04	0,08	0,44		
<i>Randia ferox</i> DC.	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0016	0,01	0,02	0,17	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0005	0	0,01	0,08		
<i>Raulinoreitzia leptophloeobia</i> (B.L.Rob.) R.M.King & H.Rob.										1	0,04	0,01	4	0,07	0,0005	0	0,01	0,08		
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	27	1,08	0,19	68	1,26	0,0194	0,07	0,26	1,52	27	1,08	0,19	64	1,16	0,0200	0,07	0,26	1,42		
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0011	0,00	0,02	0,17	2	0,08	0,01	8	0,14	0,0015	0	0,02	0,16		
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0004	0,00	0,01	0,08	4	0,16	0,03	12	0,22	0,0021	0,01	0,04	0,25		
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	9	0,36	0,06	20	0,37	0,0048	0,02	0,08	0,45	8	0,32	0,06	16	0,29	0,0044	0,01	0,07	0,36		
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0004	0,00	0,01	0,08	2	0,08	0,01	8	0,14	0,0009	0	0,02	0,16		
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0013	0,00	0,01	0,09	3	0,12	0,02	8	0,14	0,0012	0	0,03	0,17		
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	50	2	0,35	64	1,19	0,0821	0,29	0,64	1,83	47	1,88	0,34	68	1,23	0,0710	0,23	0,57	1,80		
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H.Rob.	106	4,24	0,74	84	1,56	0,1656	0,58	1,32	2,88	47	1,88	0,34	72	1,3	0,0696	0,23	0,57	1,87		
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	18	0,72	0,13	52	0,97	0,0093	0,03	0,16	1,13	21	0,84	0,15	56	1,01	0,0120	0,04	0,19	1,20		

N= número total de indivíduos; **DA**= densidade absoluta ou número de indivíduos ha<sup>-1</sup>; **DR**= densidade relativa ou número de indivíduos em percentagem; **FA**= frequência absoluta ou em quantas parcelas a referida espécie aparece; **FR**= frequência relativa ou em quantas parcelas a referida espécie aparece em percentagem; **DoA**= dominância absoluta ou área basal por hectare da referida espécie; **DoR**= dominância relativa ou o percentual de área basal que a referida espécie representa; **VC**= valor cobertura ou soma dos valores relativos de densidade e dominância e **VI**= valor de importância ou soma dos valores relativos de densidade, frequência e dominância.

Tabela 27 - Estrutura Horizontal das espécies Secundárias Iniciais.

Nome Científico	Secundárias Iniciais 2002									Secundárias Iniciais 2011								
	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W.Grimes	7	0,28	0,05	16	0,3	0,0047	0,02	0,07	0,36	7	0,28	0,05	16	0,29	0,0068	0,02	0,07	0,36
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	121	4,84	0,85	84	1,56	0,0815	0,28	1,13	2,69	158	6,32	1,14	92	1,66	0,1072	0,35	1,49	3,16
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0003	0	0,01	0,08									
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0012	0	0,02	0,17	4	0,16	0,03	16	0,29	0,0020	0,01	0,04	0,33
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0017	0,01	0,02	0,17	2	0,08	0,01	8	0,14	0,0019	0,01	0,02	0,17
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	877	35,08	6,13	100	1,86	0,7540	2,63	8,76	10,62	776	31,04	5,6	100	1,81	0,7606	2,48	8,08	9,89
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0006	0	0,01	0,08	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0008	0,00	0,01	0,08
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	38	1,52	0,27	56	1,04	0,0260	0,09	0,36	1,40	58	2,32	0,42	72	1,30	0,0379	0,12	0,54	1,85
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	126	5,04	0,88	56	1,04	0,1737	0,61	1,49	2,53	141	5,64	1,02	64	1,16	0,2105	0,69	1,71	2,86
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	300	12	2,1	88	1,64	0,2569	0,9	2,99	4,63	357	14,28	2,58	92	1,66	0,3407	1,11	3,69	5,35
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	18	0,72	0,13	52	0,97	0,0267	0,09	0,22	1,19	17	0,68	0,12	52	0,94	0,0294	0,1	0,22	1,16
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	10	0,4	0,07	24	0,45	0,0186	0,06	0,14	0,58	8	0,32	0,06	20	0,36	0,0187	0,06	0,12	0,48
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck.	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0007	0	0,02	0,17	3	0,12	0,02	12	0,22	0,0012	0,00	0,03	0,24
<i>Curitiba prismatica</i> (D.Legrand) Salywon & Landrum	107	4,28	0,75	96	1,78	0,0691	0,24	0,99	2,77	129	5,16	0,93	100	1,81	0,0890	0,29	1,22	3,03
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	245	9,8	1,71	100	1,86	0,2727	0,95	2,66	4,52	222	8,88	1,6	100	1,81	0,2647	0,86	2,47	4,28
<i>Drimys angustifolia</i> Miers										1	0,04	0,01	4	0,07	0,0003	0,00	0,01	0,08
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	64	2,56	0,45	64	1,19	0,0478	0,17	0,61	1,80	57	2,28	0,41	60	1,09	0,0528	0,17	0,58	1,67
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	4	0,16	0,03	12	0,22	0,0102	0,04	0,06	0,29	5	0,2	0,04	20	0,36	0,0104	0,03	0,07	0,43
<i>Eugenia uniflora</i> L.	9	0,36	0,06	32	0,59	0,0047	0,02	0,08	0,67	5	0,2	0,04	20	0,36	0,0024	0,01	0,04	0,41
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand										1	0,04	0,01	4	0,07	0,0004	0,00	0,01	0,08
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0035	0,01	0,02	0,09	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0035	0,01	0,02	0,09
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	9	0,36	0,06	12	0,22	0,0093	0,03	0,10	0,32	10	0,4	0,07	12	0,22	0,0114	0,04	0,11	0,33
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	39	1,56	0,27	80	1,49	0,0389	0,14	0,41	1,90	27	1,08	0,19	72	1,30	0,0276	0,09	0,29	1,59
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	316	12,64	2,21	100	1,86	0,2668	0,93	3,14	5,00	262	10,48	1,89	100	1,81	0,2336	0,76	2,65	4,46
<i>Inga virescens</i> Benth.	39	1,56	0,27	60	1,12	0,0334	0,12	0,39	1,50	41	1,64	0,3	64	1,16	0,0437	0,14	0,44	1,60
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	79	3,16	0,55	84	1,56	0,0892	0,31	0,86	2,43	85	3,4	0,61	88	1,59	0,1068	0,35	0,96	2,55
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	25	1	0,17	52	0,97	0,0402	0,14	0,32	1,28	22	0,88	0,16	48	0,87	0,0411	0,13	0,29	1,16
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	5	0,2	0,03	16	0,3	0,0089	0,03	0,07	0,36	5	0,2	0,04	16	0,29	0,0099	0,03	0,07	0,36
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	31	1,24	0,22	36	0,67	0,0872	0,3	0,52	1,19	21	0,84	0,15	36	0,65	0,0772	0,25	0,40	1,06
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	88	3,52	0,62	80	1,49	0,1314	0,46	1,07	2,56	67	2,68	0,48	76	1,37	0,1174	0,38	0,87	2,24
<i>Myrcia lajeana</i> D.Legrand	2	0,08	0,01	4	0,07	0,0011	0	0,02	0,09	10	0,4	0,07	20	0,36	0,0043	0,01	0,09	0,45



<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	7	0,28	0,05	24	0,45	0,0102	0,04	0,08	0,53	10	0,4	0,07	32	0,58	0,0117	0,04	0,11	0,69
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze										1	0,04	0,01	4	0,07	0,0003	0,00	0,01	0,08
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	579	23,16	4,05	100	1,86	0,5016	1,75	5,80	7,66	417	16,68	3,01	100	1,81	0,3848	1,26	4,27	6,08
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	891	35,64	6,23	100	1,86	1,8099	6,31	12,54	14,40	799	31,96	5,77	100	1,81	1,8273	5,96	11,73	13,54
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	422	16,88	2,95	100	1,86	0,9347	3,26	6,21	8,07	433	17,32	3,13	100	1,81	1,0010	3,27	6,39	8,20
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	346	13,84	2,42	100	1,86	1,4198	4,95	7,37	9,23	314	12,56	2,27	100	1,81	1,4479	4,73	6,99	8,80
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez										2	0,08	0,01	8	0,14	0,0010	0,00	0,02	0,16
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0019	0,01	0,02	0,17	2	0,08	0,01	8	0,14	0,0013	0,00	0,02	0,16
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	20	0,8	0,14	36	0,67	0,0589	0,21	0,35	1,01	26	1,04	0,19	36	0,65	0,0774	0,25	0,44	1,09
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	329	13,16	2,3	100	1,86	0,3842	1,34	3,64	5,50	256	10,24	1,85	100	1,81	0,2730	0,89	2,74	4,55
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	5	0,2	0,03	12	0,22	0,0038	0,01	0,05	0,27	7	0,28	0,05	20	0,36	0,0055	0,02	0,07	0,43
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0004	0	0,01	0,08	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0006	0,00	0,01	0,08
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	450	18	3,15	96	1,78	0,7327	2,55	5,70	7,49	452	18,08	3,26	100	1,81	0,7687	2,51	5,77	7,58
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.										1	0,04	0,01	4	0,07	0,0017	0,01	0,01	0,09
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0035	0,01	0,03	0,18	2	0,08	0,01	8	0,14	0,0038	0,01	0,03	0,17
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	12	0,48	0,08	28	0,52	0,0165	0,06	0,14	0,66	12	0,48	0,09	28	0,51	0,0185	0,06	0,15	0,65
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	32	1,28	0,22	56	1,04	0,0523	0,18	0,41	1,45	26	1,04	0,19	40	0,72	0,0513	0,17	0,36	1,08

N= número total de indivíduos; **DA**= densidade absoluta ou número de indivíduos ha<sup>-1</sup>; **DR**= densidade relativa ou número de indivíduos em percentagem; **FA**= frequência absoluta ou em quantas parcelas a referida espécie aparece; **FR**= frequência relativa ou em quantas parcelas a referida espécie aparece em percentagem; **DoA**= dominância absoluta ou área basal por hectare da referida espécie; **DoR**= dominância relativa ou o percentual de área basal que a referida espécie representa; **VC**= valor cobertura ou soma dos valores relativos de densidade e dominância e **VI**= valor de importância ou soma dos valores relativos de densidade, frequência e dominância.

Tabela 28 - Estrutura Horizontal das espécies Secundárias Tardias.

Nome Científico	Secundárias Tardias 2002										Secundárias Tardias 2011									
	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI		
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	26	1,04	0,18	52	0,97	0,0121	0,04	0,22	1,19	42	1,68	0,30	64	1,16	0,0220	0,07	0,38	1,53		
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	1048	41,92	7,33	100	1,86	7,0681	24,64	31,97	33,83	1053	42,12	7,60	100	1,81	8,1196	26,50	34,10	35,91		
<i>Banara tomentosa</i> Clos	6	0,24	0,04	16	0,3	0,0034	0,01	0,05	0,35	10	0,40	0,07	20	0,36	0,0059	0,02	0,09	0,45		
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg										2	0,08	0,01	8	0,14	0,0008	0,00	0,02	0,16		
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	14	0,56	0,1	36	0,67	0,0266	0,09	0,19	0,86	16	0,64	0,12	40	0,72	0,0343	0,11	0,23	0,95		
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	150	6	1,05	96	1,78	0,3001	1,05	2,10	3,88	159	6,36	1,15	100	1,81	0,3614	1,18	2,33	4,14		
<i>Cedrela lilloi</i> C.DC.	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0028	0,01	0,02	0,09	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0047	0,02	0,02	0,10		
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	92	3,68	0,64	80	1,49	0,0903	0,31	0,96	2,45	101	4,04	0,73	84	1,52	0,1148	0,37	1,10	2,62		
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	29	1,16	0,2	36	0,6	0,0249	0,09	0,29	0,96	33	1,32	0,24	36	0,65	0,0302	0,10	0,34	0,99		
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart. ex Nees) Kosterm.	63	2,52	0,44	76	1,41	0,1713	0,6	1,04	2,45	58	2,32	0,42	76	1,37	0,1749	0,57	0,99	2,36		
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0004	0	0,01	0,08											
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	496	19,84	3,47	88	1,64	0,2631	0,92	4,39	6,02	653	26,12	4,71	100	1,81	0,3834	1,25	5,97	7,77		
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	46	1,84	0,32	72	1,34	0,0474	0,17	0,49	1,83	48	1,92	0,35	80	1,45	0,0569	0,19	0,53	1,98		
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	39	1,56	0,27	40	0,74	0,0847	0,3	0,57	1,31	56	2,24	0,40	44	0,80	0,1135	0,37	0,78	1,57		
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	5	0,2	0,03	16	0,3	0,0036	0,01	0,05	0,35	3	0,12	0,02	12	0,22	0,0018	0,01	0,03	0,25		
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	5	0,2	0,03	12	0,22	0,0073	0,03	0,06	0,28	4	0,16	0,03	12	0,22	0,0077	0,03	0,05	0,27		
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	1486	59,44	10,39	100	1,86	1,6056	5,6	15,99	17,85	1296	51,84	9,36	100	1,81	1,5429	5,04	14,39	16,20		
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	19	0,76	0,13	48	0,89	0,0312	0,11	0,24	1,13	12	0,48	0,09	36	0,65	0,0248	0,08	0,17	0,82		
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	449	17,96	3,14	92	1,71	1,1830	4,12	7,26	8,97	376	15,04	2,71	92	1,66	1,1217	3,66	6,38	8,04		
<i>Maytenus grandiflora</i> Reissek	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0021	0,01	0,01	0,09	5	0,20	0,04	20	0,36	0,0038	0,01	0,05	0,41		
<i>Maytenus officinalis</i> Mabb.	5	0,2	0,03	16	0,3	0,0033	0,01	0,05	0,34	9	0,36	0,06	28	0,51	0,0054	0,02	0,08	0,59		
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	235	9,4	1,64	100	1,86	0,1347	0,47	2,11	3,97	292	11,68	2,11	100	1,81	0,1866	0,61	2,72	4,53		
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	34	1,36	0,24	60	1,12	0,0610	0,21	0,45	1,57	50	2,00	0,36	84	1,52	0,0722	0,24	0,60	2,12		
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	225	9	1,57	100	1,86	0,7075	2,47	4,04	5,90	221	8,84	1,60	96	1,74	0,8030	2,62	4,22	5,95		
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	15	0,6	0,1	16	0,3	0,0201	0,07	0,18	0,47	17	0,68	0,12	24	0,43	0,0262	0,09	0,21	0,64		
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohrer	1291	51,64	9,02	88	1,64	1,4952	5,21	14,24	15,87	1313	52,52	9,48	92	1,66	1,6721	5,46	14,94	16,60		
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	19	0,76	0,13	52	0,97	0,0536	0,19	0,32	1,29	16	0,64	0,12	44	0,80	0,0519	0,17	0,29	1,08		
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	5	0,2	0,03	20	0,37	0,0029	0,01	0,05	0,42	5	0,20	0,04	20	0,36	0,0040	0,01	0,05	0,41		
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Eichler	55	2,2	0,38	72	1,34	0,0359	0,13	0,51	1,85	61	2,44	0,44	76	1,37	0,0445	0,15	0,59	1,96		
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	39	1,56	0,27	52	0,97	0,0491	0,17	0,44	1,41	39	1,56	0,28	52	0,94	0,0623	0,20	0,49	1,43		
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	128	5,12	0,89	100	1,86	0,1733	0,6	1,50	3,36	148	5,92	1,07	96	1,74	0,2401	0,78	1,85	3,59		

<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	4	0,16	0,03	8	0,15	0,0031	0,01	0,04	0,19	19	0,76	0,14	36	0,65	0,0098	0,03	0,17	0,82
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	32	1,28	0,22	60	1,12	0,0903	0,31	0,54	1,65	26	1,04	0,19	52	0,94	0,0758	0,25	0,44	1,38
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	123	4,92	0,86	84	1,56	0,2382	0,83	1,69	3,25	102	4,08	0,74	84	1,52	0,2331	0,76	1,50	3,02
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	155	6,2	1,08	76	1,41	0,2808	0,98	2,06	3,48	99	3,96	0,71	52	0,94	0,1692	0,55	1,27	2,21
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart. ex Miq.	2	0,08	0,01	4	0,07	0,0011	0	0,02	0,09	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0012	0,00	0,01	0,08

N= número total de indivíduos; **DA**= densidade absoluta ou número de indivíduos ha<sup>-1</sup>; **DR**= densidade relativa ou número de indivíduos em percentagem; **FA**= frequência absoluta ou em quantas parcelas a referida espécie aparece; **FR**= frequência relativa ou em quantas parcelas a referida espécie aparece em percentagem; **DoA**= dominância absoluta ou área basal por hectare da referida espécie; **DoR**= dominância relativa ou o percentual de área basal que a referida espécie representa; **VC**= valor cobertura ou soma dos valores relativos de densidade e dominância e **VI**= valor de importância ou soma dos valores relativos de densidade, frequência e dominância.

Tabela 29 - Estrutura Horizontal das espécies Clímax.

Nome Científico	Clímax 2002									Clímax 2011								
	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0008	0,00	0,02	0,17	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0003	0	0,01	0,08
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0025	0,01	0,02	0,17	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0020	0,01	0,01	0,09
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	8	0,32	0,06	16	0,3	0,0171	0,06	0,12	0,41	9	0,36	0,06	20	0,36	0,0212	0,07	0,13	0,50
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	143	5,72	1,00	92	1,71	0,1194	0,42	1,42	3,13	203	8,12	1,47	100	1,81	0,1722	0,56	2,03	3,84
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0004	0,00	0,01	0,08	1	0,04	0,01	4	0,07	0,0005	0	0,01	0,08
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	2	0,08	0,01	8	0,15	0,0018	0,01	0,02	0,17	5	0,2	0,04	16	0,29	0,0031	0,01	0,05	0,34
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	31	1,24	0,22	44	0,82	0,0209	0,07	0,29	1,11	37	1,48	0,27	52	0,94	0,0345	0,11	0,38	1,32
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	157	6,28	1,1	92	1,71	0,0963	0,34	1,43	3,14	239	9,56	1,73	92	1,66	0,1420	0,46	2,19	3,85
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg										6	0,24	0,04	16	0,29	0,0020	0,01	0,05	0,34
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	431	17,24	3,01	88	1,64	2,5034	8,73	11,74	13,38	427	17,08	3,08	88	1,59	2,8573	9,32	12,41	14,00
<i>Roupala montana</i> Aubl.	25	1,00	0,17	64	1,19	0,0407	0,14	0,32	1,51	21	0,84	0,15	56	1,01	0,0346	0,11	0,26	1,28
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.										1	0,04	0,01	4	0,07	0,0003	0	0,01	0,08

N= número total de indivíduos; **DA**= densidade absoluta ou número de indivíduos ha<sup>-1</sup>; **DR**= densidade relativa ou número de indivíduos em percentagem; **FA**= frequência absoluta ou em quantas parcelas a referida espécie aparece; **FR**= frequência relativa ou em quantas parcelas a referida espécie aparece em percentagem; **DoA**= dominância absoluta ou área basal por hectare da referida espécie; **DoR**= dominância relativa ou o percentual de área basal que a referida espécie representa; **VC**= valor cobertura ou soma dos valores relativos de densidade e dominância e **VI**= valor de importância ou soma dos valores relativos de densidade, frequência e dominância.

A área basal média  $\text{ha}^{-1}$  encontrada na floresta em 2011 foi de  $30,6411 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  com total de 120 espécies. O grupo ecológico mais expressivo foi o das espécies Secundárias Tardias com  $15,7826 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , com trinta e cinco (35) espécies, seguido do grupo ecológico das espécies Secundárias Iniciais com  $8,4900 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , com quarenta e sete (47) espécies, em seguida o grupo ecológico das espécies Pioneiras com  $3,0984 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , com vinte e seis (26) espécies e por último o grupo ecológico das espécies Clímax com  $3,2701 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , com doze (12) espécies.

Em 2011, o grupo ecológico das espécies Pioneiras, a espécie com maior dominância absoluta foi a *Cedrela fissilis* com  $1,5256 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  e  $14,88 \text{ ind. ha}^{-1}$ . No grupo ecológico das espécies Secundárias Iniciais a espécie com maior dominância absoluta foi a *Nectandra grandiflora* com  $1,8273 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  e  $31,96 \text{ ind. ha}^{-1}$ . No grupo ecológico das espécies Secundárias Tardias, a espécie com maior dominância absoluta foi a *Araucaria angustifolia* com  $8,1196 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  e  $42,12 \text{ ind. ha}^{-1}$ . No grupo ecológico das espécies Clímax, a espécie com maior dominância absoluta foi a *Ocotea porosa* com  $2,8573 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  e  $17,08 \text{ ind. ha}^{-1}$ . Estas quatro espécies juntas representam 46,77% do total de área basal e 19,13% do total de indivíduos.

O número de espécies encontradas variou de 36 (unidade amostral 25) a 63 indivíduos (unidade amostral 01 e 14), com total de 112 espécies em 2002. Em 2011, o número de espécies variou de 38 (unidade amostral 25) a 66 (unidade amostral 01), com total de 120 espécies. No decorrer de nove anos de monitoramento da floresta, as unidades amostrais 04 e 07 mantiveram o mesmo número de espécies, as unidades amostrais 02, 10, 12, 13, 14 e 20 perderam uma ou mais espécies e as demais obtiveram acréscimo de espécies nas unidades amostrais.

Foram encontradas 112 espécies no período de 2002 e 120 espécies no período de 2011, o que corresponde a um acréscimo de 7,14% no número de espécies. No período de 2002 a 2011, houve um acréscimo de 6,88% em área basal. Nesse mesmo período, o grupo ecológico das espécies Secundárias Tardias, teve um acréscimo em área basal de 10,54%, as espécies, as espécies Secundárias Iniciais, obtiveram um acréscimo de 1,18% em área basal, espécies Pioneiras, obtiveram um decréscimo de 3,03% em área basal, consequência da diminuição das condições favoráveis para o desenvolvimento destas espécies. A espécies Clímax, apresentaram acréscimo mais significativo, 16,66% em área basal, mostrando que as condições que estas espécies se encontram na floresta, favorece o seu crescimento. mostrando que a floresta continua evoluindo para estágio de floresta primária.

Essa queda na densidade se deve a dois fatores: aumento da área basal e ao avançado

estádio sucessional. O aumento da área basal se deu principalmente em indivíduos dominantes das espécies como *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa*, os quais suprimiram indivíduos mais finos na competição por luz, água, espaço e nutrientes.

### 5.7.2 Diversidade florística

A diversidade abrange dois diferentes conceitos, ou seja, a riqueza que refere-se ao número de espécies presentes em uma determinada área e a uniformidade que refere-se ao grau de dominância de cada espécie presente na área.

Os valores quantitativos referentes ao número de indivíduos por unidade amostral, número de espécies amostradas, índice de diversidade de *Shannon-Wiener*, índice de dominância de *Simpson*, equabilidade de *Pielou*, coeficiente de mistura de *Jentsch* e índice de *Odum* foram obtidos para todo o conjunto de dados, que estão apresentados nas Tabelas 30 e 31.

Tabela 30 - Quantificação da diversidade do fragmento avaliado no período de 2002.

2002								
Parcela	N	S	ln(S)	H'	C	J	QM	O
1	574	63	4,14	3,32	0,94	0,8	1 : 9,10	9,92
2	628	59	4,08	3,36	0,95	0,82	1 : 10,64	9,16
3	519	61	4,11	3,41	0,95	0,83	1 : 8,51	9,76
4	345	57	4,04	3,34	0,94	0,83	1 : 6,05	9,75
5	565	53	3,97	3,39	0,95	0,85	1 : 10,66	8,36
6	600	61	4,11	3,38	0,95	0,82	1 : 9,84	9,54
7	586	50	3,91	3,2	0,94	0,82	1 : 11,72	7,85
8	677	46	3,83	3,04	0,93	0,79	1 : 14,72	7,06
9	582	54	3,99	3,2	0,94	0,8	1 : 10,78	8,48
10	635	47	3,85	3,06	0,92	0,79	1 : 13,51	7,28
11	644	50	3,91	3,15	0,93	0,81	1 : 12,88	7,73
12	653	59	4,08	3,42	0,95	0,84	1 : 11,07	9,10
13	496	56	4,03	3,35	0,95	0,83	1 : 8,86	9,02
14	517	63	4,14	3,43	0,95	0,83	1 : 8,21	10,08
15	611	58	4,06	3,38	0,95	0,83	1 : 10,53	9,04
16	499	59	4,08	3,43	0,95	0,84	1 : 8,46	9,50
17	778	47	3,85	3,06	0,93	0,79	1 : 16,55	7,06
18	610	53	3,97	3,14	0,94	0,79	1 : 11,51	8,26
19	764	52	3,95	3,22	0,94	0,82	1 : 14,69	7,83
20	589	53	3,97	3,17	0,93	0,8	1 : 11,11	8,31
21	691	53	3,97	2,82	0,86	0,71	1 : 13,04	8,11
22	501	53	3,97	3,3	0,95	0,83	1 : 9,45	8,53
23	529	56	4,03	3,35	0,95	0,83	1 : 9,45	8,93
24	428	46	3,83	2,94	0,91	0,77	1 : 9,30	7,59
25	285	36	3,58	2,92	0,92	0,82	1 : 7,92	6,37
Total	14306	112	99,45	80,78	23,42	20,29	1 : 127,73	212,62
Média	572,24	53,8	3,98	3,231	0,937	0,812	1 : 10,63	8,50

N= número de indivíduos amostrados por parcela; S= número de espécies amostradas;  $\ln(s)$ = logaritmo neperiano do número de espécies;  $H'$ = índice de diversidade de Shannon-Wiener; C= índice de dominância de Simpson; J= índice de equabilidade de Pielou; QM= Coeficiente de mistura de Jentsch; O= Índice de Odum.

Tabela 31 - Quantificação da diversidade do fragmento avaliado no período de 2011.

2011								
Parcela	N	S	$\ln(S)$	$H'$	C	J	QM	O
1	589	66	4,19	3,43	0,95	0,82	01:08,9	10,35
2	662	61	4,11	3,36	0,95	0,82	01:10,8	9,39
3	516	62	4,13	3,43	0,95	0,83	01:08,3	9,93
4	348	57	4,04	3,34	0,94	0,83	01:06,1	9,74
5	538	54	3,99	3,44	0,96	0,86	01:10,0	8,59
6	555	65	4,17	3,49	0,96	0,84	01:08,5	10,29
7	571	50	3,91	3,22	0,94	0,82	01:11,4	7,88
8	635	48	3,87	3,01	0,92	0,78	01:13,2	7,44
9	560	55	4,01	3,22	0,94	0,8	01:10,2	8,69
10	611	44	3,78	3	0,91	0,79	01:13,9	6,86
11	610	53	3,97	3,18	0,93	0,8	01:11,5	8,26
12	621	58	4,06	3,41	0,96	0,84	01:10,7	9,02
13	506	59	4,08	3,47	0,96	0,85	01:08,6	9,48
14	514	60	4,09	3,42	0,95	0,84	01:08,6	9,61
15	606	60	4,09	3,4	0,95	0,83	01:10,1	9,36
16	445	61	4,11	3,49	0,96	0,85	01:07,3	10
17	735	53	3,97	3,21	0,94	0,81	01:13,9	8,03
18	571	58	4,06	3,29	0,95	0,81	01:09,8	9,14
19	735	53	3,97	3,23	0,94	0,81	01:13,9	8,03
20	555	51	3,93	3,15	0,93	0,8	01:10,9	8,07
21	653	52	3,95	2,76	0,85	0,7	01:12,6	8,02
22	496	54	3,99	3,35	0,95	0,84	01:09,2	8,7
23	532	59	4,08	3,4	0,95	0,83	01:09,0	9,4
24	436	51	3,93	3,06	0,92	0,78	01:08,6	8,39
25	254	38	3,64	2,93	0,92	0,8	01:06,7	6,86
<b>Total</b>	13854	1382	100,12	81,69	23,48	20,38	1:114,49	219,53
<b>Média</b>	554,16	55,28	4	3,268	0,939	0,815	1 : 10,02	8,78

N= número de indivíduos amostrados por parcela; S= número de espécies amostradas;  $\ln(s)$ = logaritmo neperiano do número de espécies;  $H'$ = índice de diversidade de Shannon-Wiener; C= índice de dominância de Simpson; J= índice de equabilidade de Pielou; QM= Coeficiente de mistura de Jentsch; O= Índice de Odum.

Observa-se pelas referidas tabelas que a área de estudo apresentou altos valores de diversidade florística de espécies arbóreas, com os valores de  $H'$  variando de 2,82 nats ind<sup>-1</sup> na unidade amostral número 21 e 3,43 nats ind<sup>-1</sup> na unidade amostral 14 e 16 em 2002.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), indicou que a floresta apresenta alta diversidade florística nos dois períodos de monitoramento e o aumento do número de espécies no segundo período (2011), resultou em mínimas alterações nos resultado.

O índice também assume que todas as espécies estão representadas na amostra, e seu valor pode variar de 1,5 a 3,5 (raramente ultrapassa de 4,5 mesmo em florestas de alta diversidade como as do Bioma Amazônico), mostrando que o fragmento em estudo apresenta de média a alta diversidade.

Ao analisar a diversidade, similaridade e distribuição espacial da floresta, estes indicaram alterações no número de indivíduos, número de espécies e diversidade. As pequenas flutuações de valores encontradas ao longo do tempo podem ser atribuídas ao diversificado estoque de árvores nos estratos inferiores da floresta, mantendo os valores referentes à diversidade praticamente constantes, apesar das variações inerentes ao amadurecimento da floresta e as influências externas, como as variações atribuídas ao ambiente.

Ao analisar a diversidade de *Simpson (C)*, verificou-se pequenas variações ao longo do período. Estes valores estão entre 0,86 (unidade amostral 21) e 0,95 (unidades amostrais 2, 3, 5, 6, 12, 13, 14, 15, 16, 22 e 23), com valor médio de 0,94 em 2002. Isto indica que em 2002 havia a probabilidade mínima de 86%, média de 94% e máxima de 95% de dois indivíduos sorteados aleatoriamente na floresta pertencerem a mesma espécie.

Em 2011, o valor mínimo foi de 0,85 (unidade amostral 21) e valor máximo de 0,96 (unidades amostrais 5, 6, 12, 13 e 16). A probabilidade mínima de 85%, média de 94% e máxima de 96% de dois indivíduos sorteados aleatoriamente na floresta pertencerem a mesma espécie. Estes resultados demonstram que a floresta apresenta árvores com alta dominância e densidade de indivíduos.

Durante este período, houve alterações na dinâmica, mas estes fatores não foram suficientes para alterar a diversidade florística, ou seja, contribuíram com pequenas flutuações.

### 5.7.3 Riqueza florística

A riqueza refere-se ao número de espécies presentes na flora em uma determinada área, e a uniformidade refere-se ao grau de dominância de cada espécie em uma determinada área.

Em 2002, a unidade amostral 25 apresentou o menor valor do índice de *Odum* (6,37), e a unidade amostral 14 apresentou o maior valor do índice de *Odum* (10,08), conforme apresentado na Tabela 30. Em 2011 (Tabela 31), as unidades amostrais 10 e 25 apresentaram o menor valor do índice de *Odum* (6,86), e a unidade amostral 01 apresentou o maior valor do



índice de *Odum* (10,35). Porém, uma avaliação apenas numérica, não fornece uma resposta concisa, necessitando de uma avaliação estatística e florísticas das áreas.

Em 2002, a unidade amostral 25 apresentou valor do índice de *Shannon-Wiener* de 2,92 nats ind.<sup>-1</sup> e associado a esse valor, 36 espécies. A unidade amostral 14 apresentou valor do índice de *Shannon-Wiener* de 3,43 nats ind.<sup>-1</sup> e associado a esse valor 63 espécies.

No ano de 2011, as unidades amostrais 10 e 25 apresentaram valores do índice de *Shannon-Wiener* de 3,00 nats ind.<sup>-1</sup> e 2,93 nats ind.<sup>-1</sup> respectivamente, e associado a esses valores, 44 e 38 espécies. A unidade amostral 01 apresentou valor do índice de *Shannon-Wiener* de 3,43 nats ind.<sup>-1</sup> e associado a esse valor 66 espécies.

A diversidade é a própria riqueza de espécies encontradas na área. Estes valores encontrados podem ser explicados pelo número de indivíduos, número de espécies, índice de diversidade de Shannon Wiener, índice de dominância de *Simpson*, índice de equabilidade de *Pielou*, coeficiente de mistura de *Jentsch* e o Índice de *Odum* que são expressões matemáticas que ajudam a explicar a diversidade e riqueza do fragmento. A grande variabilidade da riqueza de espécies está relacionada ao fragmento ter sofrido antropização a várias décadas (70 anos) atrás.

#### 5.7.4 Similaridade Florística

Os coeficientes de similaridade amplamente utilizados são de *Jaccard* e *Sorensen* onde duas áreas contém *a* e *b* espécies exclusivas, e *c* espécies em comum.

Para quantificar a similaridade entre as unidades amostrais, foram utilizados os índices de similaridade de *Jaccard* e *Sorensen*.

Os índices de similaridade são expressões matemáticas que foram utilizadas para comparar a flora das unidades amostrais. Estes valores indicam o grau de semelhança entre elas.

A matriz de dados de 2002 (Tabela 32) indicou com maior grau de semelhança as unidades amostrais 12 e 20 com índice de similaridade de *Jaccard* de 0,81 ou 81% de similaridade entre as unidades amostrais. Com menor grau de semelhança as unidades 7 e 25 com índice de similaridade de *Jaccard* de 0,34 ou 34% de similaridade entre as unidades amostrais.

A matriz de dados referentes ao ano de 2011 (Tabela 32) indicou com maior grau de semelhança as unidades amostrais 08 e 09 com índice de similaridade de *Jaccard* de 0,78 ou 78% de similaridade entre as unidades amostrais. Com menor grau de semelhança as unidades

18 e 25 com índice de similaridade de *Jaccard* de 0,30 ou 30% de similaridade entre as unidades amostrais.

A matriz de dados de 2002 (Tabela 33) indicou com maior grau de semelhança as unidades amostrais 12 e 20 com índice de similaridade de *Sorensen* de 0,89 ou 89% de similaridade entre as unidades amostrais. Com menor grau de semelhança as unidades 7 e 25 com índice de similaridade de *Sorensen* de 0,51 ou 51% de similaridade entre as unidades amostrais.

A matriz de dados de 2011 (Tabela 33) indicou com maior grau de semelhança as unidades amostrais 08 e 09 com índice de similaridade de *Sorensen* de 0,87 ou 87% de similaridade entre as unidades amostrais. Com menor grau de semelhança as unidades 18 e 25 com índice de similaridade de *Sorensen* de 0,46 ou 46% de similaridade entre as unidades amostrais.

Mesmo que os índices aplicados resultem em diferentes situações (diversidade, equabilidade e similaridade), estes não são capazes de informar quais espécies estão presentes em uma área e não em outra, ou quais ocorrem em ambas. A diversidade de uma unidade amostral pode ser comparada a outro pelo índice de *Shannon-Wiener*, bem como a similaridade pelo índice de *Jaccard*, mas as *i*-ésimas espécies listadas na primeira unidade amostral não são necessariamente as mesmas da segunda e ainda de uma terceira unidade, mesmo que tenha um número equivalente de espécies (RODE, 2008).

Tabela 32 - Índice de Similaridade de *Jaccard* em 2002 e 2011.

Índice de Similaridade <i>Jaccard</i> 2002 e 2011																									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
1	1	0,58	0,55	0,56	0,61	0,55	0,47	0,51	0,48	0,47	0,51	0,54	0,59	0,56	0,53	0,53	0,51	0,49	0,49	0,53	0,47	0,51	0,57	0,49	0,36
2	0,59	1	0,71	0,66	0,62	0,6	0,51	0,59	0,57	0,54	0,56	0,66	0,62	0,63	0,6	0,57	0,61	0,56	0,61	0,62	0,58	0,56	0,6	0,59	0,44
3	0,62	0,71	1	0,74	0,68	0,61	0,54	0,6	0,62	0,54	0,56	0,67	0,6	0,61	0,59	0,58	0,61	0,65	0,66	0,65	0,63	0,56	0,6	0,6	0,37
4	0,52	0,59	0,68	1	0,69	0,64	0,62	0,69	0,68	0,63	0,57	0,66	0,55	0,6	0,58	0,57	0,6	0,64	0,65	0,67	0,59	0,59	0,66	0,63	0,39
5	0,56	0,58	0,63	0,68	1	0,7	0,63	0,71	0,67	0,56	0,54	0,65	0,63	0,59	0,66	0,62	0,61	0,58	0,67	0,71	0,63	0,66	0,68	0,6	0,46
6	0,56	0,54	0,59	0,61	0,68	1	0,61	0,65	0,69	0,54	0,61	0,67	0,56	0,59	0,55	0,56	0,54	0,61	0,69	0,7	0,65	0,68	0,72	0,55	0,35
7	0,47	0,54	0,53	0,57	0,58	0,55	1	0,66	0,68	0,56	0,54	0,6	0,47	0,51	0,54	0,49	0,54	0,58	0,57	0,66	0,58	0,61	0,63	0,55	<0,34
8	0,48	0,58	0,57	0,62	0,65	0,61	0,66	1	0,75	0,69	0,55	0,64	0,46	0,54	0,63	0,57	0,63	0,62	0,63	0,68	0,65	0,68	0,73	0,59	0,44
9	0,49	0,53	0,56	0,62	0,68	0,67	0,69	>0,78	1	0,71	0,63	0,64	0,51	0,58	0,65	0,59	0,58	0,7	0,71	0,67	0,7	0,73	0,69	0,56	0,41
10	0,45	0,5	0,49	0,6	0,58	0,56	0,57	0,67	0,68	1	0,64	0,56	0,49	0,45	0,52	0,51	0,57	0,61	0,6	0,61	0,61	0,59	0,61	0,52	0,43
11	0,53	0,63	0,53	0,55	0,57	0,57	0,61	0,6	0,64	0,59	1	0,63	0,56	0,49	0,5	0,49	0,52	0,58	0,62	0,66	0,66	0,58	0,58	0,45	0,37
12	0,49	0,63	0,58	0,64	0,58	0,62	0,64	0,58	0,59	0,55	0,66	1	0,6	0,67	0,63	0,62	0,58	0,58	0,68	>0,81	0,62	0,67	0,64	0,59	0,4
13	0,56	0,56	0,51	0,53	0,59	0,57	0,51	0,47	0,5	0,51	0,58	0,6	1	0,61	0,63	0,69	0,58	0,54	0,54	0,63	0,54	0,56	0,6	0,52	0,37
14	0,56	0,61	0,54	0,6	0,61	0,56	0,53	0,52	0,53	0,49	0,59	0,62	0,61	1	0,64	0,61	0,55	0,57	0,58	0,59	0,55	0,61	0,57	0,56	0,39
15	0,54	0,57	0,56	0,6	0,68	0,6	0,57	0,61	0,64	0,55	0,53	0,59	0,63	0,62	1	0,7	0,57	0,54	0,57	0,59	0,59	0,63	0,61	0,55	0,36
16	0,51	0,58	0,52	0,59	0,6	0,56	0,48	0,56	0,57	0,54	0,54	0,61	0,69	0,61	0,66	1	0,58	0,53	0,59	0,62	0,56	0,58	0,62	0,5	0,38
17	0,53	0,58	0,6	0,57	0,55	0,49	0,54	0,55	0,54	0,56	0,56	0,56	0,53	0,57	0,57	0,61	1	0,61	0,65	0,59	0,52	0,56	0,56	0,58	0,41
18	0,53	0,53	0,56	0,53	0,58	0,64	0,54	0,51	0,57	0,57	0,63	0,61	0,58	0,49	0,55	0,53	0,66	1	0,69	0,63	0,61	0,61	0,63	0,62	0,35
19	0,53	0,61	0,6	0,62	0,67	0,57	0,56	0,58	0,59	0,59	0,56	0,61	0,51	0,59	0,57	0,58	0,66	0,59	1	0,72	0,69	0,67	0,61	0,69	0,4
20	0,52	0,6	0,59	0,64	0,69	0,61	0,66	0,65	0,63	0,61	0,7	0,68	0,62	0,59	0,61	0,62	0,6	0,6	0,73	1	0,68	0,74	0,7	0,62	0,39
21	0,48	0,57	0,61	0,63	0,66	0,63	0,62	0,67	0,7	0,63	0,67	0,62	0,54	0,58	0,62	0,57	0,52	0,55	0,64	0,72	1	0,63	0,65	0,55	0,35
22	0,5	0,53	0,51	0,61	0,66	0,63	0,6	0,7	0,73	0,63	0,65	0,7	0,55	0,58	0,61	0,62	0,57	0,56	0,65	0,72	0,68	1	0,7	0,55	0,41
23	0,58	0,62	0,61	0,66	0,69	0,65	0,65	0,67	0,68	0,58	0,67	0,65	0,59	0,59	0,63	0,62	0,58	0,58	0,65	0,77	0,68	0,74	1	0,57	0,44
24	0,56	0,58	0,57	0,64	0,54	0,53	0,53	0,55	0,56	0,51	0,51	0,56	0,55	0,59	0,59	0,56	0,55	0,47	0,63	0,57	0,58	0,57	0,59	1	0,46
25	0,32	0,41	0,35	0,42	0,42	0,34	0,35	0,41	0,41	0,41	0,4	0,39	0,37	0,44	0,36	0,39	0,38	<0,3	0,4	0,37	0,38	0,44	0,45	0,44	1
	2002	2011																							



## 5.8 Distribuição Espacial das espécies

O padrão de distribuição espacial de uma espécie é representado pela distribuição desta na área em estudo, o que pode ser em termos de frequência de ocorrência dentro das unidades amostrais.

Com o índice de agregação de espécies de *Payandé* ( $P_i$ ), foi possível visualizar a distribuição espacial das espécies no fragmento. Este índice obtém o grau de agregação das espécies por meio da relação entre a variância do número de indivíduos por unidade amostral, e a média do número de indivíduos.

Foram estimados os índices de agregação para as 120 espécies encontradas no fragmento, mas os resultados expostos foram apenas para as espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa*, os quais posteriormente foram comparados com os resultados do padrão espacial fornecidos pela função  $K$  de *Ripley* univariada.

O índice de distribuição espacial de *Payandé* para a espécie *Araucaria angustifolia* (Figura 34) foi de 9,54, denotando padrão de distribuição agregado. Outros autores como, Anjos et al. (2004) (função  $K$  de *Ripley* univariada) e Nascimento et al. (2001) encontraram o mesmo padrão de distribuição espacial utilizando outros índices de distribuição espacial da espécie *Araucaria angustifolia*, constatando o predomínio da distribuição espacial agregada ou com tendência à agregação.

O índice de distribuição espacial de *Payandé* para a espécie *Cedrela fissilis* (Figura 35) foi de 2,87, denotando padrão de distribuição agregado. Machado et al. (2012) encontraram o mesmo padrão de distribuição espacial utilizando a função  $K$  de *Ripley* bivariada para esta espécie, constatando distribuição espacial agregada.

O índice de distribuição espacial de *Payandé* para a espécie *Ocotea porosa* (Figura 36) foi de 14,81, denotando também padrão de distribuição agregado. Bittencourt (2007) encontrou o padrão agregado para a mesma espécie.

As três espécies tratadas separadamente apresentaram padrão agregado de distribuição. Segundo Hubbell (1979), padrões agregados, em função da grande concentração de árvores jovens, são mais comuns em florestas tropicais do que padrões aleatórios. O mesmo padrão foi encontrado por Anjos et al. (2004) ao analisarem a distribuição da *Araucaria angustifolia*. Rode et al. (2010), analisando a distribuição espacial da *Araucaria angustifolia* e das espécies de maior valor de cobertura em uma Floresta Ombrófila Mista, também encontraram o predomínio do padrão agregado.

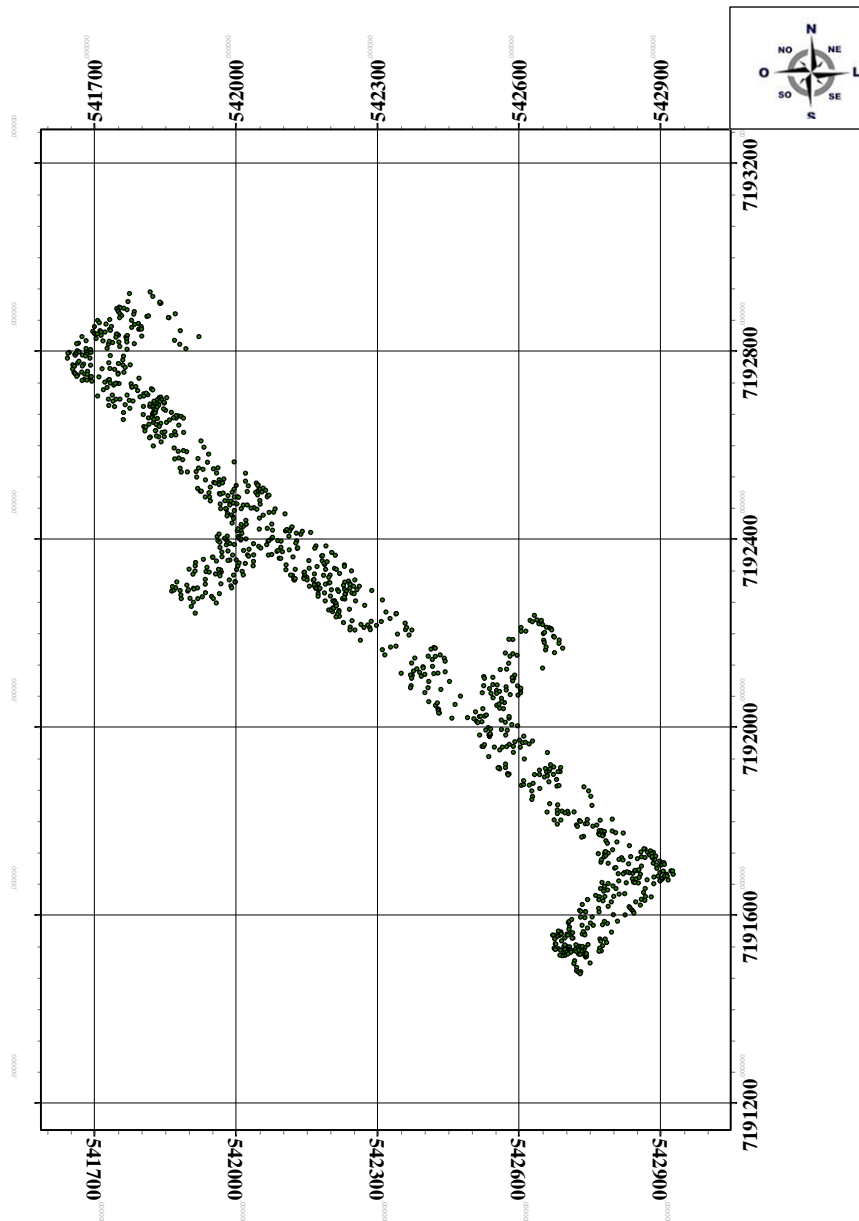


Figura 34 - Distribuição espacial de todas as *Araucaria angustifolia* na área de estudo (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas UTM).

Carvalho (1980), diz que o grau de agregação pode apresentar diferentes valores, com as plantas nas menores classes de tamanho apresentando tendência ao agrupamento e as plantas nas maiores classes de tamanho podendo ocorrer de maneira fortemente agrupadas.

O padrão agregado demonstra que os indivíduos ocorrem nos mesmos locais dentro da área de estudo, seguindo as características específicas de exigência para a sua distribuição nos sítios. Segundo Arruda e Daniel (2007), se houver necessidade de reposição ou enriquecimento da área com essa espécie, o planejamento e a execução das atividades serão menos onerosas e mais simples em função da regularidade no plantio das mudas. O contrário se daria com as espécies de padrão aleatório.

O conhecimento prévio do padrão espacial permite auxiliar na manutenção da floresta, já que são próprios de cada espécie, que se supõe que foram formados dentro de um processo de evolução que pode ter contado, com o tipo de dispersão de frutos e sementes, a alelopatia e as restrições edáficas, entre outros fatores. As interferências humanas podem, assim, ter maiores chances de sucesso e de permanência das características originais da formação da floresta (Arruda e Daniel, 2007).

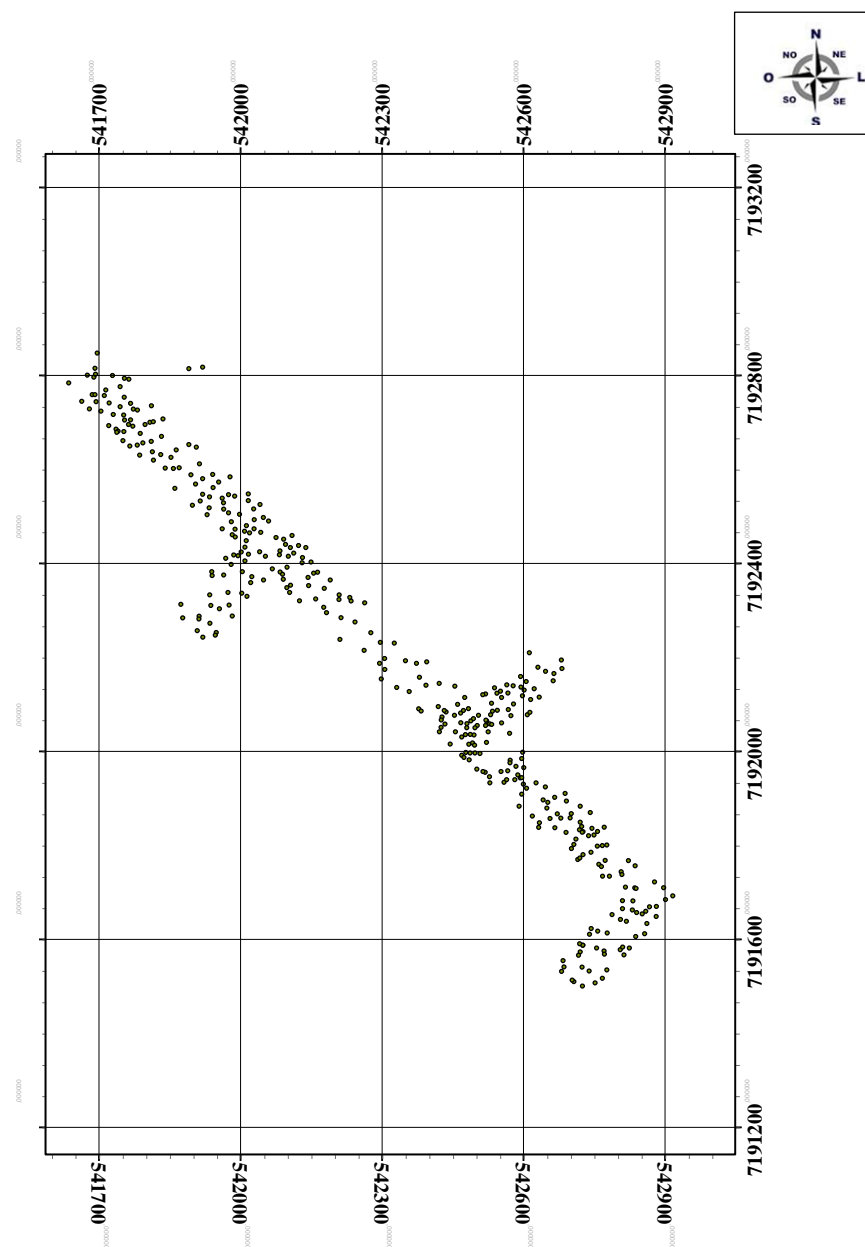


Figura 35 - Distribuição espacial de todas as *Cedrela fissilis* na área de estudo (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas UTM).

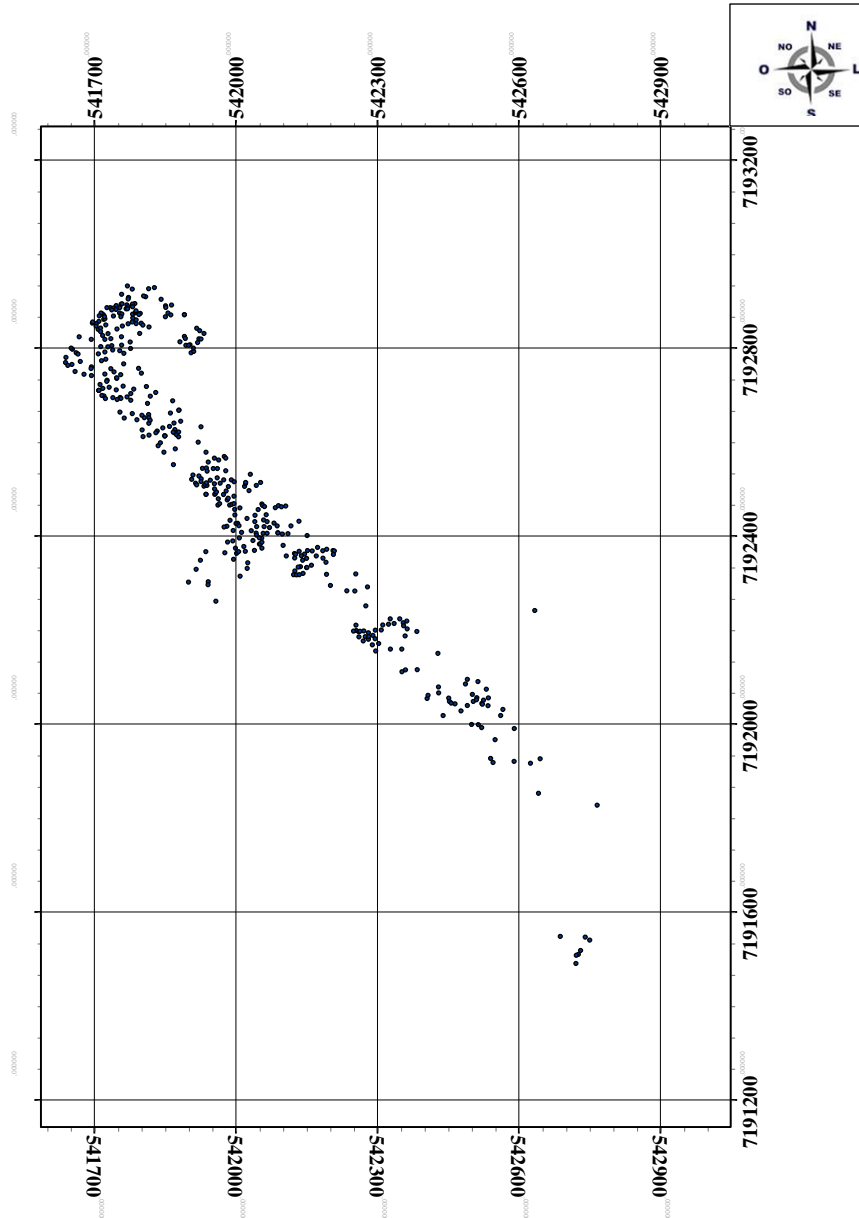


Figura 36 - Distribuição espacial de todas as *Ocotea porosa* na área de estudo (Datum WGS84/ Fuso 22J/ Coordenadas UTM).

### 5.9 Função K de Ripley

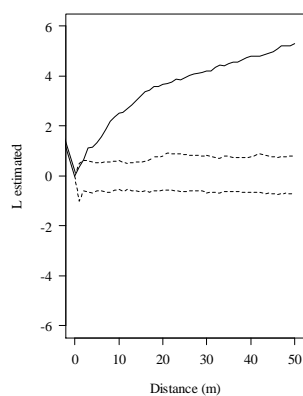
Na Função K de Ripley, caso univariado, foram usadas para testar a Completa Aleatoriedade Espacial das espécies arbóreas *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa*, nas suas diferentes classes diamétricas, envolvendo todos os eventos (árvores) ocorrentes. Ao analisar as Figuras (Apêndices 7, 8 e 9) da Função K de Ripley, as linhas pontilhadas representam envelopes de confiança com 1.000 simulações com distância máxima de 50 m, variando de metro em metro.

A *Araucaria angustifolia* apresentou um padrão espacial complexo (mais de um

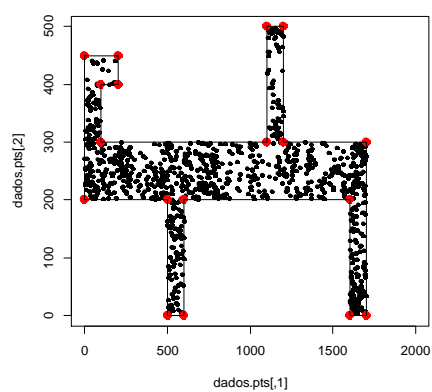


padrão espacial no mesmo conjunto de dados em análise). Esta espécie apresentou distribuição agregada em algumas escalas avaliadas (por exemplo, na avaliação de todos os indivíduos, nos indivíduos de 10-50 cm e nos indivíduos maiores que 50 cm de DAP). A Figura 37 “a, c, e” refere-se à análise do padrão espacial utilizando a Função  $K$  de Ripley univariada para o conjunto de indivíduos da espécie *Araucaria angustifolia*, com 1.074, 647 e 427 indivíduos. A Figura 37 “b, d, f” refere-se à distribuição espacial destes indivíduos na área.

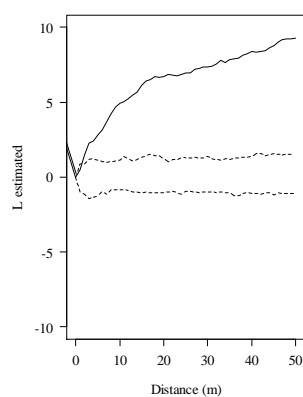
Na plotagem dos dados, o eixo das ordenadas Y e eixo das abscissas X, estão em escalas diferentes, o que faz com que os dados das ordenadas estejam mais estendidos. Este fato não influencia em nada na análise dos dados, apenas visualmente.



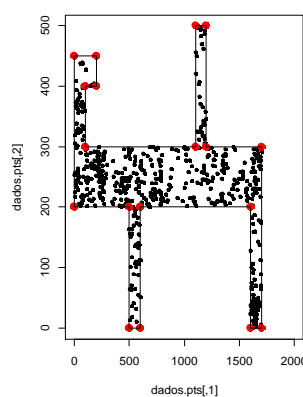
a



b



c



d

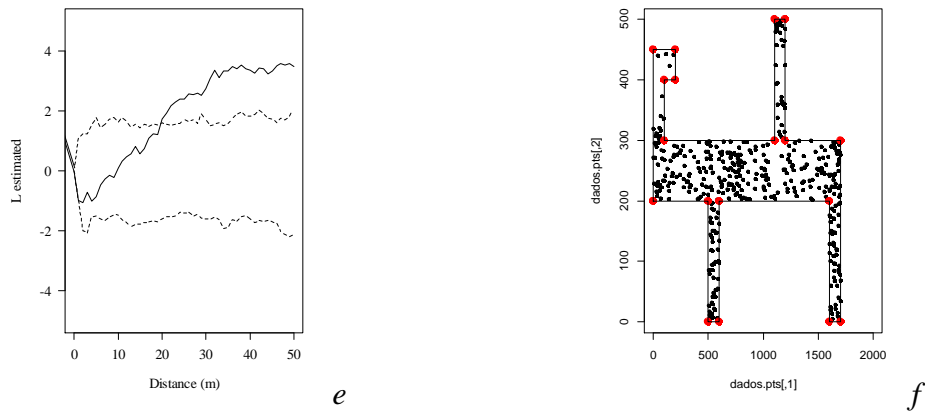


Figura 37 - Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos da espécie *Araucaria angustifolia*, utilizando a função  $K$  de Ripley univariada.

No caso “a e c” apresentou dois padrões espaciais, onde o padrão de aleatoriedade segue em pequena escala espacial, até uma distância máxima de 3 m e o padrão agregado surge em maior escala, com agregação máxima com raio de 50 m. No caso “e” também apresenta dois padrões espaciais, onde o padrão de aleatoriedade segue em média escala espacial (competição intra-específica), até uma distância máxima de 20 m e o padrão agregado surge em maior escala, com agregação máxima com raio de 50 m.

Os indivíduos de *Araucaria angustifolia* na classe de diâmetro de 10-20 com 181, apresentou o padrão espacial agregado em toda a escala espacial, com agregação máxima com raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice G “a e b”.

Na classe de diâmetro de 20-30 e 30-40 cm, com 144 e 138 indivíduos, apresentou os dois padrões de distribuição espacial, sendo que o padrão de aleatoriedade que segue em pequena escala espacial, até uma distância máxima de 10 e 15 m respectivamente. A partir destes valores, apresentou o padrão agregado em maior escala, com agregação máxima com raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice G “c, d, e e f”.

Os indivíduos de *Araucaria angustifolia* na classe de diâmetro de 40-50 cm, com 184 indivíduos, apresentou o padrão espacial aleatório em toda a escala espacial, com aleatorização máxima com raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice G “g e h”.

Na classe de diâmetro de 50-60 cm, com 143 indivíduos, apresentou padrão de aleatoriedade que segue em grande escala espacial, até uma distância máxima de 30 m e a partir deste valor, apresentou manchas de agregação (tendência ao agrupamento), que seguem até o raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice G “i e j”. Na classe de diâmetro de 60-70 cm, com 134 indivíduos apresentou o padrão aleatório em pequena escala espacial, até uma distância de 15 m e a partir deste valor, apresentou agregação em maior escala espacial,

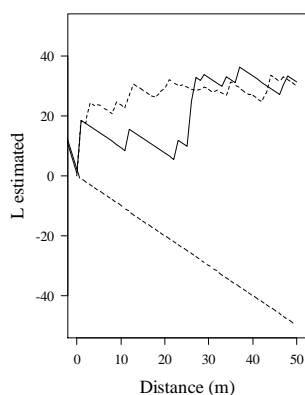
com valor máximo até o raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice G “*k e l*”.

Na classe de diâmetro de 70-80 cm, com 91 indivíduos, apresentou o padrão espacial de completa aleatoriedade em toda escala espacial, com aleatoriedade máxima até o raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice G “*m e n*”.

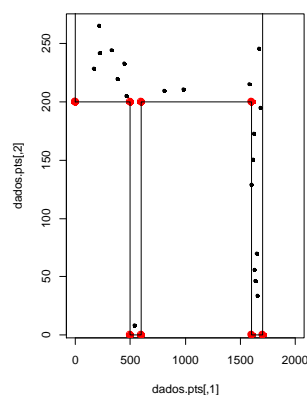
Na classe de diâmetro de 80-90 cm, com 48 indivíduos apresentou o padrão espacial de completa aleatoriedade na escala espacial, com aleatoriedade máxima até o raio de 50 m. No Apêndice G “*o*” apresentou as curvas em forma de “dentes de serra”. Para os indivíduos encontrados nas classes de diâmetro maiores que 90 cm, apresentaram o padrão espacial de completa aleatoriedade na escala espacial, com aleatoriedade máxima até o raio de 50 m. Apresentou curvas em forma de “dentes de serra” com apenas 11 indivíduos, porém em maior escala e ângulos mais agudos. O envelope inferior como uma reta descendente a função  $L$  estimada acompanhando esta reta, está apresentado no Apêndice G “*q*”.

As Araucarias mortas, com 21 indivíduos, apresentaram dois padrões de distribuição, sendo o padrão aleatório em grande escala espacial, até uma distância de 30 m e a partir deste valor, apresentou “manchas” (tendência ao agrupamento) em menor escala espacial, com valor máximo até o raio de 50 m. Na Figura 38 “*a*” apresenta as curvas em forma de “dentes de serra”.

Este mesmo padrão pode ser observado para os indivíduos de Araucarias ingressas com 26 indivíduos, porém em escala similar e ângulos menos agudos Figura 38 “*c e d*”.



*a*



*b*

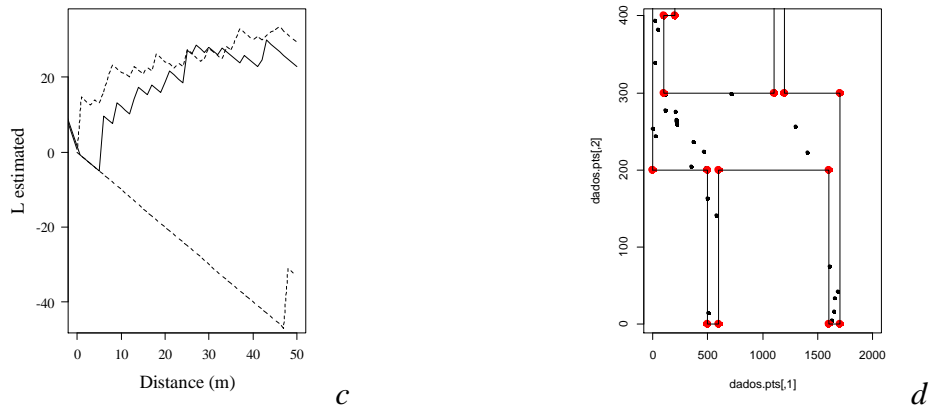


Figura 38 - Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos mortos e ingressas da espécie *Araucaria angustifolia*, por meio da função  $K$  de Ripley univariada.

A espécie *Cedrela fissilis* apresentou o padrão de distribuição espacial mais diferenciado, com a predominância de distribuição aleatório, com tendência a regular em pequena escala espacial. Também é um indicativo da ação de fatores controladores de densidade atuando com maior intensidade.

Esta espécie apresentou distribuição espacial aleatória com tendência agregada em algumas escalas avaliadas (por exemplo, na avaliação de todos os indivíduos, nos indivíduos de 10-50 cm de DAP e nos indivíduos maiores que 50 cm de DAP) (Apêndice H). A Figura 39 “a, c, e” refere-se à análise do padrão espacial utilizando a Função  $K$  de Ripley univariada para o conjunto de indivíduos da espécie *Cedrela fissilis*, com 395, 345 e 50 indivíduos respectivamente. A Figura 39 “b, d, f” refere-se à distribuição espacial destes indivíduos na área amostral.

Nos casos “a e c” apresentam os dois padrões de distribuição espacial, e o padrão de aleatoriedade segue em grande escala espacial, até uma distância máxima de 35 e 28 m respectivamente, e o padrão agregado em menor escala, com agregação máxima com raio de 50 m. No caso “e” o padrão de aleatoriedade segue em grande escala espacial, com completa aleatoriedade em toda escala espacial máxima com raio de 50 m.

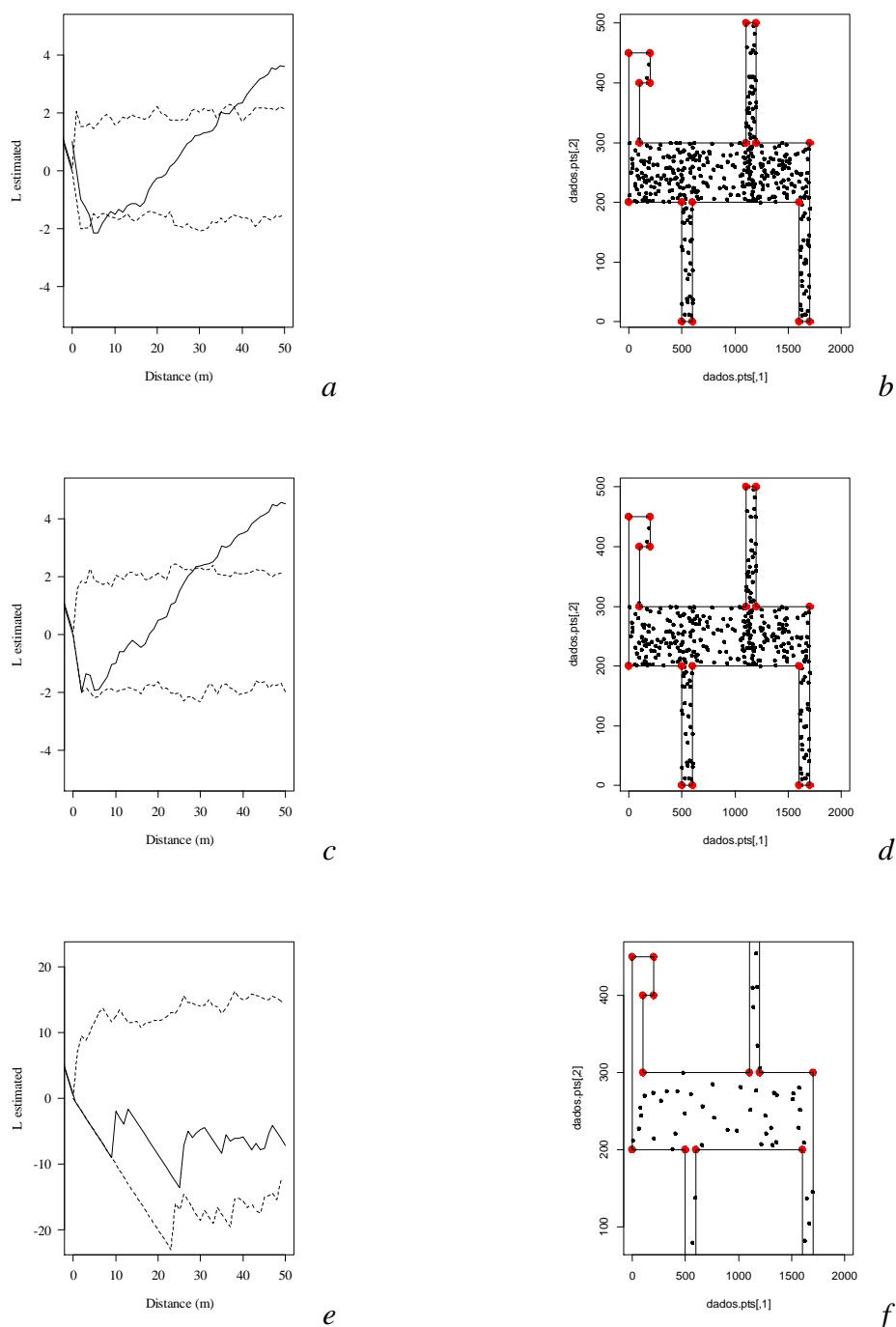


Figura 39 - Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos da espécie *Cedrela fissilis*, por meio da função K de Ripley univariada.

Os indivíduos de *Cedrela fissilis* de 10-20, 30-40, 40-50 e 50-60 cm de DAP, com 81, 101, 63 e 34 indivíduos respectivamente, apresentaram o padrão espacial aleatório em toda escala espacial, com completa aleatoriedade espacial máxima com raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice H “a, e, g e i.”. Para as classes de diâmetro de 10-20, 40-50 e 50-60 cm, ocorre em pequena escala (até 15 m). Este mesmo padrão pode ser observado para os

indivíduos maiores que 60 cm de DAP, com apenas 16 indivíduos, porém apresenta dentes de serra em maior escala e ângulos mais agudos, que está apresentado no Apêndice H “k”.

Na classe de diâmetro de 20-30 cm, com 100 indivíduos, apresentou dois padrões de distribuição espacial, o padrão de aleatoriedade segue em média escala espacial, até uma distância máxima de 20 m e a partir deste valor, apresentou manchas de agregação (tendência ao agrupamento) em maior escala, que seguem até o com raio máximo de 50 m, conforme apresentado na Apêndice H “c e d”.

Os indivíduos de *Cedrela fissilis* mortos, foram 9, apresentando o padrão aleatório em toda escala espacial, com valor máximo até o raio de 50 m, apresentando também as curvas em forma de “dentes de serra”, conforme apresentado na Figura 40 “a”.

O padrão similar pode ser observado para os indivíduos de *Cedrela* ingresso com 26 indivíduos, porém em escala similar e ângulos menos agudos, conforme apresentado na Figura 40 “c”.

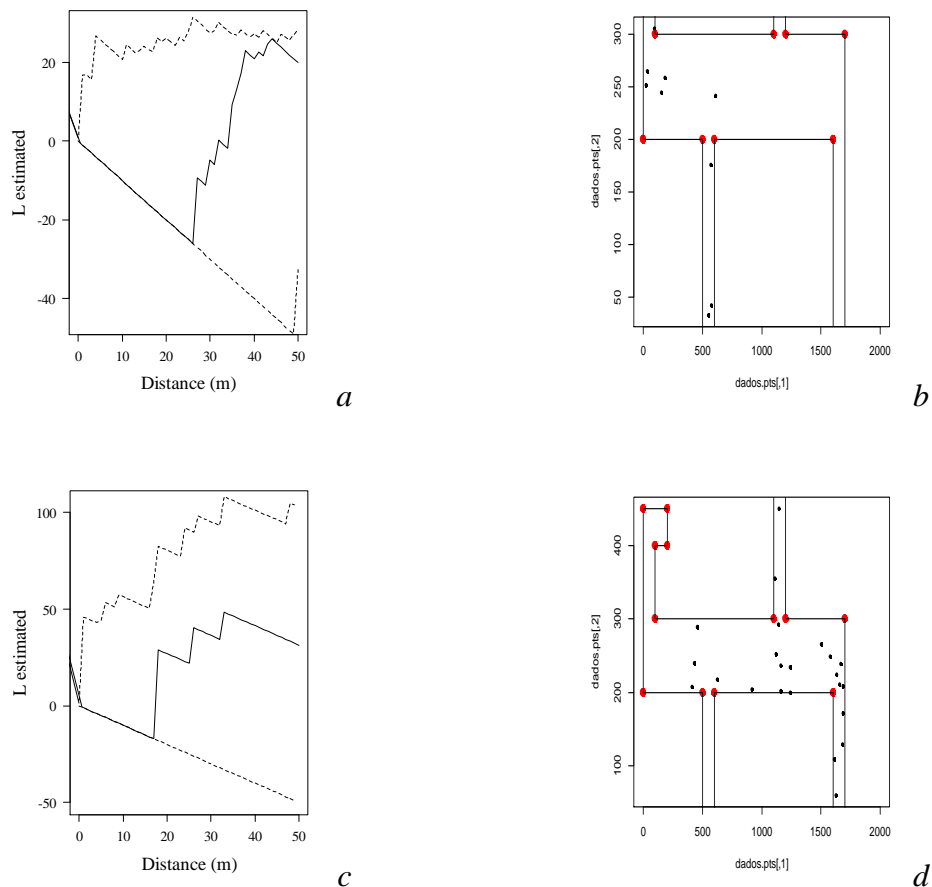
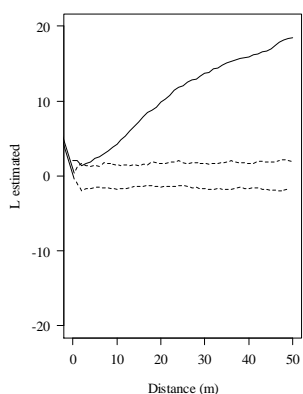


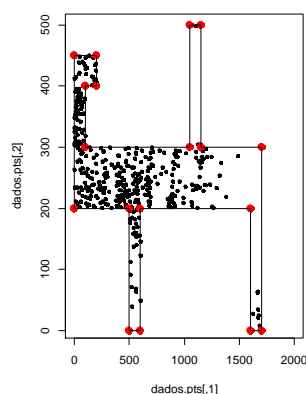
Figura 40 - Análise da distribuição espacial dos indivíduos mortos e ingressos da espécie *Cedrela fissilis*, utilizando a Função  $K$  de Ripley univariada.

Pode-se fazer a interpretação similar em relação a *Ocotea porosa* (Figura 41). Esta espécie apresentou um padrão espacial complexo, apresentou dois padrões de distribuição espacial em algumas escalas avaliadas (por exemplo, avaliando todos os indivíduos, classes de 10 a 50 cm e classes maiores que 50 cm de DAP). A Figura 41 “a, c, e” refere-se à análise do padrão espacial utilizando a Função *K* de *Ripley* univariada para o conjunto de indivíduos da espécie *Ocotea porosa*, com 438, 320 e 118 indivíduos. A Figura 41 “b, d, f” refere-se à distribuição espacial destes indivíduos na área amostral.

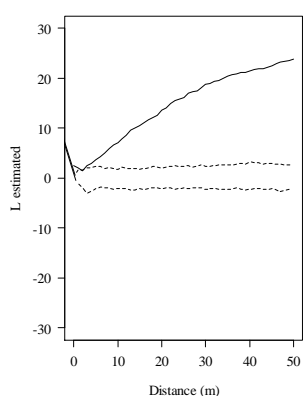
Nos casos “a e c” o padrão de agregação segue em toda escala espacial, com agregação máxima com raio de 50 m. Nesta escala, dois padrões de distribuição espacial foram observados. Em maior escala espacial, até aproximadamente 35 m, o padrão foi aleatório, a partir de 35 m o padrão foi agregado, com valor máximo de agregação ocorrendo em torno de 50 m. Este padrão reflete a estrutura populacional, com menos indivíduos na classe superior. A redução de indivíduos se dá essencialmente em menor escala espacial (< 35 m) sugerindo que para esta classe de tamanho, a competição intra-específica ocorre de forma mais intensa até 35 m.



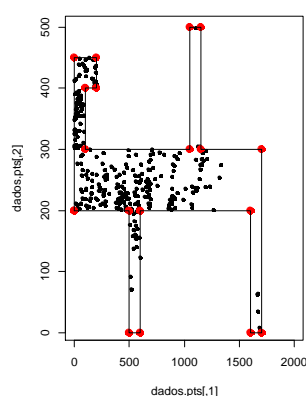
a



b



c



d

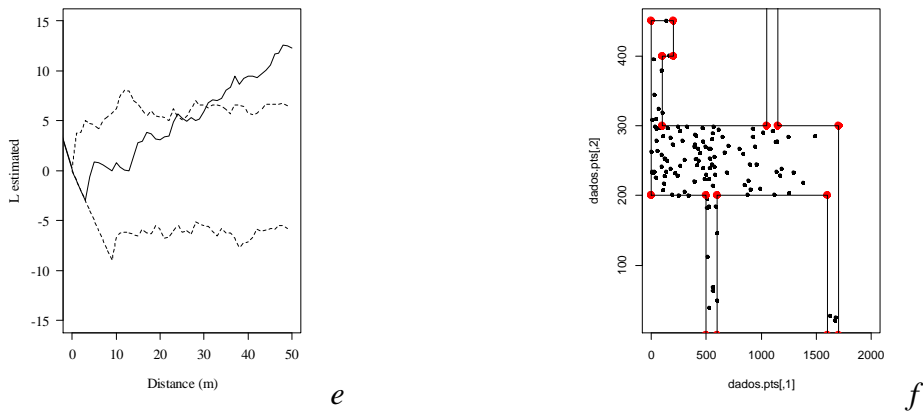


Figura 41 - Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos da espécie *Ocotea porosa*, utilizando a Função  $K$  de Ripley univariada.

Continuando com a análise da espécie *Ocotea porosa*, observa-se agregação em todas as escalas espaciais analisadas, sendo que o valor máximo de agregação foi encontrado a 50 m, o que sugere uma distribuição em “manchas”, com raios de 50 m. Como observado no Apêndice I, este padrão reflete a distribuição dos indivíduos de 10-50 cm, que representam maior parte da população.

Nas classes de diâmetro de 10-20, 20-30, 30-40 e 40-50 cm, com 56, 77, 95 e 92 indivíduos respectivamente, apresentou dois padrões de distribuição espacial, sendo que o padrão de aleatoriedade segue em pequena escala espacial, até uma distância máxima de 10 m e 8 m para a classe de DAP de 30-40 cm, e a partir destes 8 e 10 m apresentaram manchas de agregação (tendência ao agrupamento) em maior escala, que segue até o raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice I “a a h”.

Nas classes de diâmetro de 50-60, 60-70 cm, com 44 e 45 indivíduos respectivamente, apresentaram o padrão aleatório em toda escala espacial, com valor máximo até o raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice I “i a l”.

Nas classes diamétricas de 70-80 e maiores que 80 cm, com 14 e 15 indivíduos respectivamente, apresentaram o padrão espacial de completa aleatoriedade na escala espacial, com aleatoriedade máxima até o raio de 50 m, conforme apresentado no Apêndice I “m a p”. Estas duas classes apresentam as curvas em forma de “dentes de serra”.

Os indivíduos de *Ocoteas* mortos, com 11 indivíduos, apresentaram o padrão aleatório em toda escala espacial, com valor máximo até o raio de 50 m, apresentando curvas em forma de “dentes de serra”, conforme apresentado na Figura 42 “a”. Este mesmo padrão pode ser observado para os indivíduos nas *Ocoteas* ingressas com 07 indivíduos, com curvas “dentes de serra”, em escala similar, porém com ângulos menos agudos, conforme apresentado na



Figura 42 “c”.

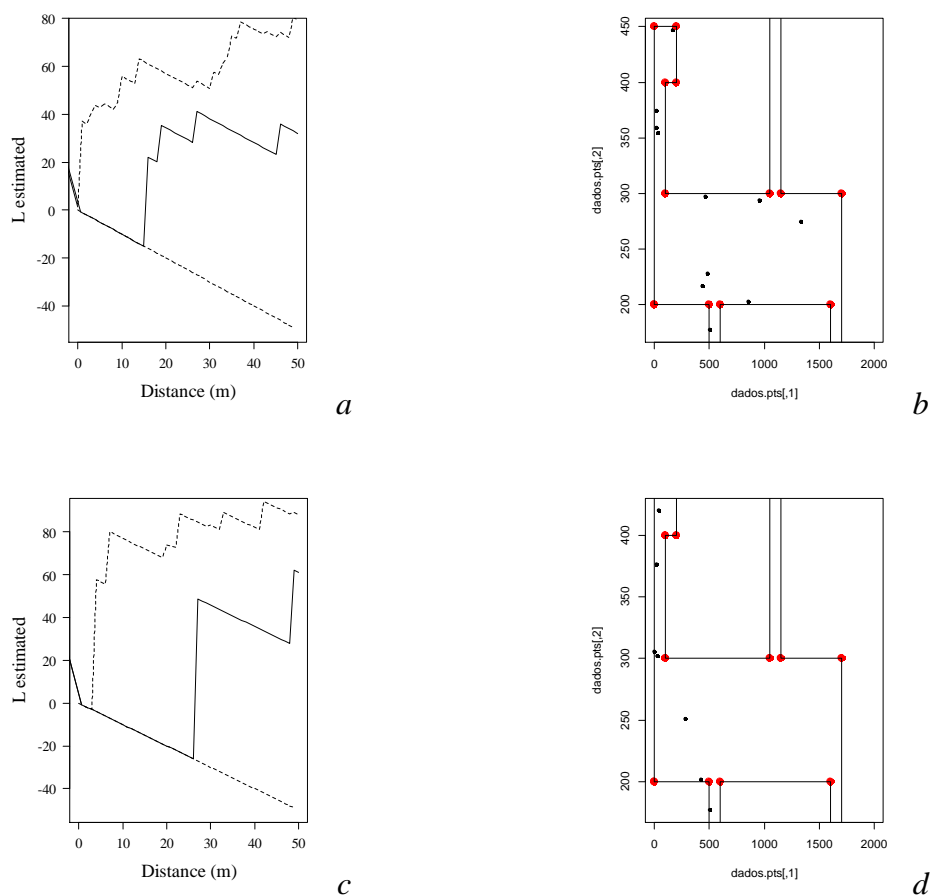


Figura 42 - Análise da distribuição espacial dos indivíduos mortos e ingressos da espécie *Ocotea porosa*, por meio da função  $K$  de Ripley univariada.

As curvas em forma de “dentes de serra” indicam falta de elasticidade dos dados ou falta de ajuste. Esta forma pode ser em decorrência de uma quantidade pequena ou insuficiente de dados. Este caso particular ocorre por conta de uma singularidade, como um erro do programa ou erro de análise. O envelope inferior apresenta nestes casos uma reta descendente e a função “L” estimada acompanha esta reta.

## 5.10 Competição entre indivíduos

### 5.10.1 Estimativa do Diâmetro de Copa

A análise exploratória dos dados foi empregada para obter informações a respeito da estrutura dos dados, suas tendências, variações e possibilidade de detecção de *outliers*,

conforme apresentado na Figura 43. Essas análises auxiliam sobremaneira na escolha do modelo a ser utilizado.

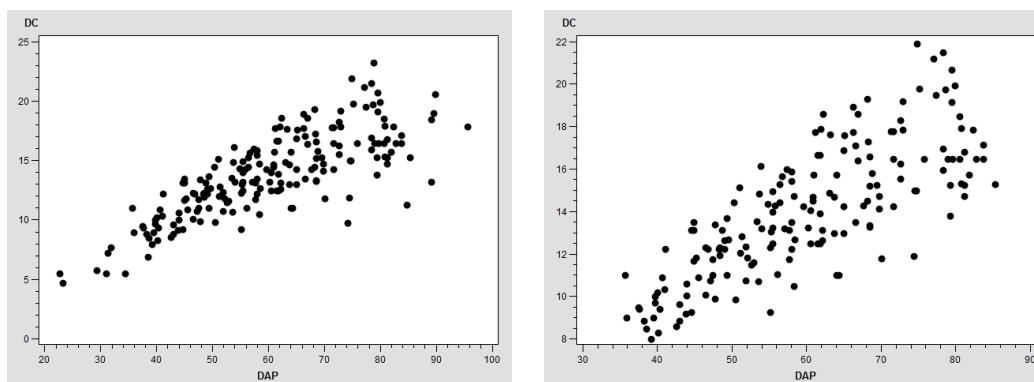


Figura 43 - a) Distribuição dos dados com valores extremos; b) distribuição dos dados sem os valores extremos, DAP “X” (abscissa) e diâmetro de copa (DC) “Y” (ordenada).

Constatada a heterogeneidade de variância, utilizou-se a transformação dos dados pelo método *Boxcox*, encontrando a potência ( $\lambda=0$ ) para a variável dependente, ou seja, a melhor transformação para esta variável foi o logaritmo neperiano da variável Y.

O modelo polinomial do segundo grau resultou na seguinte equação:  $LNDC=0,944+0,04327*DAP+(-0,00024523)*DAP^2$  onde:  $Y_i$ = diâmetro de copa; DAP= diâmetro a altura do peito e  $DAP^2$ = diâmetro a altura do peito ao quadrado. As estatísticas do modelo foram as seguintes: N= 172 indivíduos;  $R^2= 0,6582$ ;  $R^2$  ajust.= 0,6542; CV%= 5,02; F= 163, 68 para o nível  $\alpha$  de significância de 5%.

Para examinar o comportamento do IPA observado foi plotado em função do diâmetro da copa da Araucaria. Verificou-se que o aumento do diâmetro de copa proporcionou maiores taxas de incremento IPA para as três classes de diâmetro de copa, entretanto, em maior proporção para diâmetro de copa de 8 m. Houve uma diferença acentuada de incremento da Araucaria, variando de 0,0071 cm à 1,2202 cm. Para o diâmetro de copa de 8 m, o incremento em diâmetro variou de 0,0071 cm a 0,8736 cm, para o diâmetro de copa de 12 m o incremento variou de 0,0531 cm a 1,2202 e para o diâmetro de copa de 16 m, o incremento variou de 0,0354 cm a 1,0787 cm.

#### 5.10.2 Crescimento em função das dimensões das copas

Dawkins (1963) utilizou o índice de saliência ( $dc/dap$ ) para obter informações de tolerância de indivíduos frente ao aumento da densidade do povoamento em uma floresta

tropical. A hipótese investigada foi de que indivíduos tolerantes cresceriam bem mesmo com valores pequenos do índice de saliência. O autor encontrou o diâmetro de copa de 14 a 28 vezes maior que o diâmetro a altura do peito. No presente estudo, encontrou-se diâmetros de copa 25 a 37 vezes maior que o dap, para um raio de copa de 4 m, diâmetros de copa 24 a 25 vezes maior que o dap, para um raio de copa de 6 m e diâmetros de copa 21 a 24 vezes maior que o dap, para um raio de copa 8 m.

Analisando as taxas de crescimento em diâmetro da espécie *Araucaria angustifolia*, observou-se que as maiores taxas de crescimento ocorreu quando o diâmetro de copa esteve entre 25 a 29 vezes maior que o dap, 24 vezes maior que o dap e 22 a 24 vezes maior que o dap para diâmetros de copa de 8 m, 12 m e 16 m, respectivamente. Wadsworth (1997) investigou essa relação, e encontrou que as árvores apresentavam as maiores taxas de crescimento quando o diâmetro de copa estava entre 15 a 20 vezes maior que o diâmetro a altura do peito. Valores maiores que 25 os indivíduos apresentavam baixo crescimento.

Para Davis e Johnson (1987) quando uma árvore apresenta uma redução do tamanho da copa (*crown shyness*), assume-se que possivelmente a mesma apresenta falhas de vigor competitivo, exercido pela alta competição e refletindo baixas taxas de crescimento.

Zhao et al. (2004) relatam que para florestas mistas, é preferível utilizar modelos de competição dependentes da distância, porque o efeito de árvores vizinhas sob o crescimento decresce com a distância. Alguns autores recomendam utilizar índice de competição que desconsideram a distância (FOX et al., 2008; WEISKITELL et al., 2011).

Um das razões porque os índices de competição podem falhar em representar a concorrência pode estar atribuída a área ao redor da árvore objeto utilizada para amostragem dos competidores. Tonini (2007) diz que definir uma zona exata em que ocorre a influência de árvores vizinhas é bastante difícil. Vettenranta (1999), afirma que realmente não há uma razão natural, pois a competição cessaria repentinamente a uma determinada distância, sendo mais realista assumir que a competição decresce com o aumento da distância da árvore objeto.

### 5.10.3 Efeitos da Densidade de árvores vizinhas no Incremento

Em pesquisas silviculturais e ecológicas é, às vezes, desejável avaliar o padrão da densidade de um ponto particular. Este método tem a utilidade em estudos que correlacionam o crescimento da árvore e a densidade em torno da árvore objeto. Também pode-se estabelecer a correlação entre a regeneração e a densidade natural deste ponto.

A adição ou a eliminação de mais uma árvore, por exemplo: de 10 cm de dap a um

raio máximo de 6 m da árvore objeto onde inicialmente haviam 20 árvores e passou a ser incluída mais uma, este indivíduo contribui com uma área basal de  $0,5457 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ .

As árvores situadas muito próximas da árvore objeto obviamente exercem maior influência nesse ponto do que as árvores que estão mais distante e obviamente possuem menores dimensões. Contudo, nesse método de amostragem, todas as árvores amostradas contribuem para a densidade pontual em proporção direta com seu tamanho e sua distância, considerando a sua distribuição em relação a árvore objeto, atribuindo assim menor ou maior densidade, conforme apresentado na Figura 44.

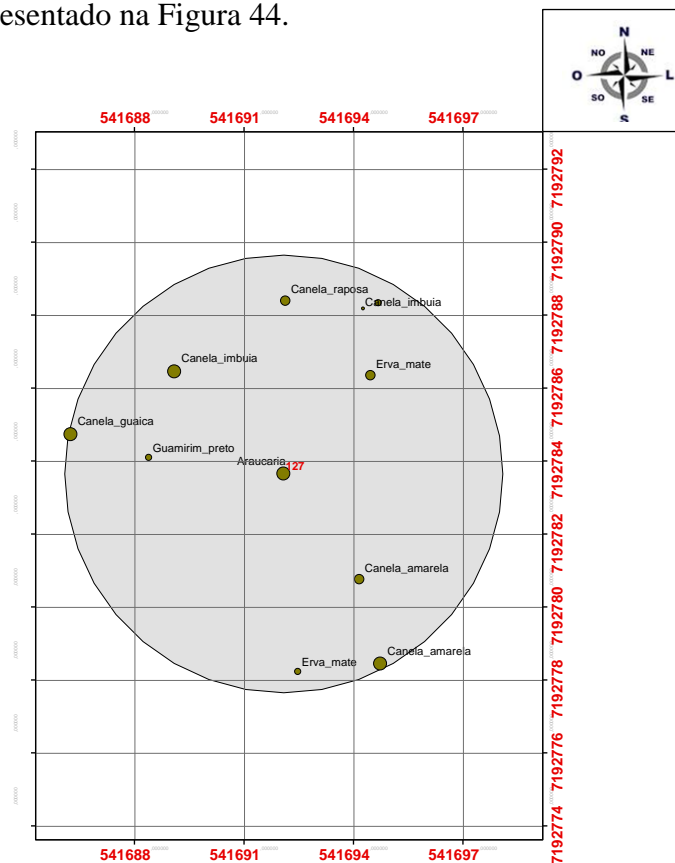


Figura 44 - Número de indivíduos dentro do raio de 4 m, plotando cada árvore proporcional ao seu tamanho real, com área basal “densidade pontual de Spurr” de  $31,0847 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ .

Segundo Spurr (1962) embora seja frequentemente desejável estimar a densidade que influencia um determinado objeto na floresta, o método de medida pode dar somente valores de densidade aproximados.

Para as árvores objeto com diâmetro de copa pequeno (4 a 8 m) e raio de ação de 4 m da árvore objeto até seus competidores, foram encontradas as maiores taxas de incremento médio anual de 0,53 cm, 0,59 cm, 0,74 cm e 0,86 cm em densidades de  $18,0357 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ,  $18,1186 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ,  $24,8386 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  e  $31,0847 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ .

Para as árvores objeto com diâmetro de copa médio (8 a 12 m) e raio de ação de 6 m

da árvore objeto até seus competidores, foram encontradas as maiores taxas de incremento médio anual de 0,73 cm, 0,74 cm, 0,81 cm, 0,81 cm e 0,90 cm em densidades de 20,2801 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, 20,7181 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, 22,8117 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, 20,6294 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e 32,8253 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>.

Para as árvores objeto com diâmetro de copa grande (12 a 16 m) e raio de ação de 8 m da árvore objeto de seus competidores, foram encontradas as maiores taxas de incremento médio anual de 0,77 cm, 0,80 cm, 0,83 cm e 1,01 cm em densidades de 21,8942 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, 17,1931 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, 14,0111 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, e 10,9148 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>.

Acima destes valores mencionados houve redução do incremento devido a densidade de árvores competidoras circundantes a árvore objeto.

O índice de competição se mostrou muito eficiente na análise do incremento em diâmetro. Para raios de copa de 4 e 6 m, o índice não se apresentou eficiente, ou seja, a maior competição entre indivíduos, não respondeu positivamente ao incremento. Na análise do raio de copa de 8 m, o índice de competição foi mais eficiente, ou seja, em locais com menor índice de competição, apresentou maior incremento em diâmetro.

Diante desta resposta, podemos comparar com os resultados positivos da pesquisa realizada para a modelagem da área basal de 26 espécies na Áustria. Monserud e Sterba (1996) utilizaram variáveis de tamanho, competição e de sítio (topografia, tipo de solo, etc.) e determinaram que as variáveis de tamanho (raio e diâmetro de copa) incluídas no modelo ajustado, contribuíram em maior grau para explicar a variação do incremento em área basal (35,9%).

Foli et al. (2003) salientaram que o uso de índices de competição em modelos de crescimento deve ser considerado para a modelagem do crescimento em florestas nativas.

Vários estudos de crescimento de árvores em nível de povoamento (BIGING; DOBBERTIN, 1995) e em árvore individual (HASENAUER; MONSERUD, 1996; MONSERUD; STERBA, 1996; STERBA et al., 2002) mostraram que o incremento diminui com o aumento da competição.

Esses resultados mostram que a competição ajuda a predizer o incremento em área basal e realça a necessidade de considerar a competição em modelos de crescimento de árvores individuais. Este estudo apoia os pressupostos de que a competição de indivíduos afeta o crescimento e que em estudos futuros, pode-se incluir algum destes índices na modelagem do crescimento de árvores individuais.



## CONCLUSÕES

### 6.1 Composição Florística e Dinâmica

O fragmento estudado encontra-se em um estágio avançado de conservação, com formação de três estratos arbóreos, dossel superior com árvores acima de 15 metros de altura e árvores emergentes, sub-bosque menos expressivo que no estágio médio, devido a poucas aberturas de luz, menor densidade de arbustos em relação ao estágio médio, serapilheira presente variando em função da localização, espécies lenhosas com distribuição diamétrica com amplitude de 141,80 cm, com dap médio de 21,86 cm, onde sua exploração foi realizada em torno de 70 anos atrás.

Esta condição de conservação favorece os processos de sucessão ecológica (floresta clímax) das espécies, onde espécies de maior porte mostram alta eficiência entre produção e consumo de nutrientes e quando uma espécie é eliminada, outra espécie clímax a substitui, mantendo o ciclo de vida da floresta.

A intensidade amostral foi suficiente para representar o fragmento, acompanhado da curva coletora. As duas metodologias utilizadas, apresentaram estabilidade próximo de 50% da amostragem realizada.

Ao longo de nove anos de monitoramento, houve alterações na composição florística. Ocorreu um decréscimo de 3,16% no número de indivíduos por hectare, acréscimo de 6,40% em área basal por hectare e acréscimo de 6,10% no número de gêneros. O fragmento possui alta riqueza de espécies, gêneros e famílias, devido ao fato de não ter sofrido alterações antrópicas.

Os indivíduos de *Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa* e a *Cedrela fissilis* apresentaram máximo de crescimento, (1,2202; 1,3793 e 1,1388 cm ano<sup>-1</sup>, respectivamente), com média de crescimento de (0,4170; 0,3763 e 0,3478 cm ano<sup>-1</sup>, respectivamente) indicando que, em geral, são indivíduos de grande porte e se encontram no dossel superior da floresta e se beneficiam da condição de luz direta na copa.

No contexto da sustentabilidade destes indivíduos é importante considerar alguns aspectos como: a) a flutuação da densidade destas espécies, principalmente nas menores classes de diâmetro; b) distribuição irregular de diâmetro (distribuição etária). Estas condições são verificadas nos indivíduos de *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* devido a dificuldade de encontrar condições para estabelecer ou promover o sucesso da regeneração, mesmo em condições ideais na dispersão de sementes. Condições tidas como

ideais, ou seja, alto nível de luz e nutrientes no solo e baixa competição poderiam promover uma condição ideal para estes indivíduos.

As espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* não se encontram balanceadas, pois apresentam um déficit de árvores nas classes iniciais de diâmetro. Uma proposta de manejo, retirando indivíduos acima de 50 cm de dap, facilitaria o recrutamento de indivíduos nas classes iniciais de diâmetro.

A distribuição de frequência em classes de dap se apresentou na forma exponencial negativa. O quociente de Liocourt variou de 1,09 à 1,75 para estas espécies. O valor do quociente próximo a 1,0 indica que a floresta sofreu perturbações anteriores, como por exemplo o corte seletivo. O crescimento da floresta, no sentido de ingresso de indivíduos na classe inicial encontra-se muito baixo.

Estudos futuros podem avaliar as condições de regeneração dos indivíduos menores que 10 cm de dap, provendo melhor entendimento e enriquecendo os resultados deste trabalho.

## 6.2 Análise de Agrupamento

Segundo Hair et. al. (2005) a seleção da solução final exige muito julgamento do pesquisador e é considerada por muitos como muito subjetiva. Ainda que métodos mais sofisticados tenham sido desenvolvidos para auxiliar na avaliação das soluções de agrupamentos, cabe ao pesquisador tomar a decisão final, quanto ao número de agrupamentos a ser aceito como solução final.

Com a determinação dos três agrupamentos pelas técnicas de análise multivariada, as análises fitossociológicas foram processadas por grupo e onde foram comparadas com os valores de todas as espécies.

A análise de agrupamento realizada na área amostrada definiu três grupos distintos, caracterizados principalmente por diferentes níveis de diversidade.

Para cada grupo, foram constatadas diferentes composições florísticas, que se mostraram compatíveis e relacionadas com a diversidade observada.

A análise multivariada se mostrou adequada para distinguir grupos baseados em níveis de diversidade, sendo uma ferramenta interessante em estudos de manejo e ecologia.

A análise de agrupamento combinada com discriminante, pôde obter boa exploração dos dados. Os centroides ou pontos médios de cada grupo, nas duas funções discriminantes, demarcados no gráfico de ordenação mostraram que houve uma nítida separação entre os três



grupos formados, indicando as diferenças entre os mesmos.

Com a aplicação da análise discriminante houve a geração de funções que explicaram melhor a variação dos dados. Todas as espécies foram importantes na primeira função discriminante, comprovada pela sua alta significância (97,7 %). Destacaram-se as espécies *Raulinoreitzia leptophloeobia*, *Casearia obliqua*, *Ocotea puberula*, *Gomidesia affinis*, *Matayba elaeagnoides*, *Ocotea odorifera*, *Dalbergia brasiliensis*, *Myrciaria floribunda*, *Mimosa scabrella* e *Quillaja brasiliensis*. Na função discriminante 2 foram importantes as espécies *Ocotea odorifera*, *Casearia obliqua* e *Vitex megapotamica*.

### 6.3 Função *K* de Ripley

O índice de agregação de *Payandé* realizado para as espécies *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* denotam padrão de distribuição agregado para ambas as espécies, sem distinguir se há locais em que possa ocorrer padrão aleatório ou tendência a regular.

A utilização da Função *K* de Ripley, flexibiliza a verificação de diferentes padrões espaciais a uma determinada distância, fazendo com que os resultados sejam mais condizentes com realidade que ocorre no interior da floresta.

De forma geral as três espécies apresentaram variações no padrão de distribuição espacial em função da escala espacial, do número de indivíduos e das classes de tamanho consideradas. Para *Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa* predominantemente o padrão variou de Aleatório a Agregado, sugerindo que estas espécies apresentam elevada variação em suas abundâncias nas escalas analisadas. Para *Cedrela fissilis* o padrão foi predominantemente aleatório, com tendência a regular em pequena escala espacial.

Este fato pode ser evidenciado pelo valor de *L* estimado o qual localiza-se acima do envelope simulado em CAE. Tal distribuição pode ter forte relação com a forma de dispersão de sementes da espécie e sua predisposição para ocupar sítios com determinadas características de solo e microclima.

Para a espécie *Ocotea porosa* observa-se que, de forma geral, uma distribuição aleatória em pequena escala espacial e distribuição agregada em maior escala espacial, com agregação máxima em torno de 50 m. Este padrão sugere:

a) Maior espaçamento dos indivíduos em menor escala espacial, que pode ser indicativo da existência de fatores controladores da densidade de indivíduos de *Ocotea* nesta escala espacial;

b) A existência de agrupamento (“manchas”) de *Ocotea porosa*, com raio de 50 m.

Para classes acima de 50 cm de *Ocotea*, o padrão predominante foi aleatório, tendendo a regular em pequena escala espacial. Este resultado para maiores classes de tamanho é recorrente em vários estudos, sugerindo a ação de fatores controladores de densidade populacional.

#### 6.4 Efeitos da Densidade sobre o Crescimento

No contexto de densidade da floresta em relação ao incremento em diâmetro (IPA), evidenciou-se um comportamento constante até uma densidade de 10-30 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> com valores médios semelhantes aos obtidos em árvores com baixa densidade de competidores. Porém, houve decréscimo significativo do IPA para árvores objeto amostradas em densidade de competidores maior do que 30 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>.

Os resultados deste estudo mostraram que o crescimento da árvore depende de variáveis que comumente não são levantadas durante o inventário florestal de reconhecimento ou mesmo no censo florestal. Certamente, fatores econômicos são responsáveis pela falta de dados necessários para a administração do crescimento da floresta.

As árvores amostradas em condições de baixa ou nenhuma competição e com copas recebendo luz direta, estiveram associadas, de forma significativa, às maiores taxas de crescimento, o que reforça que operações silviculturais são efetivas para aumentar as taxas de crescimento, aplicadas em operações de corte seletivo onde a legislação vigente permite. Entretanto, é importante considerar diferenças de requerimento ecológico das espécies em relação à luminosidade. Neste estudo, as árvores de *Araucaria angustifolia* apresentaram um comportamento característico da espécie, ou seja, pouco tolerante à sombra, visto que melhores condições de luz propiciaram as maiores taxas de crescimento.

As árvores quando amostradas em boas condições de sítio, expresso por boa exposição da copa à luz solar e, portanto, pouca competição, apresentaram as maiores taxas de incremento periódico anual em diâmetro (IPAd) do que àquelas encontradas sob forte competição por árvores vizinhas, sítios pobres e pouca exposição solar.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALDER, D. **Growth and yield of the mixed forests of the humid tropics: a review.** Oxford: FAO Report, 1983.
- ALDER, D.; SYNNOTT, T. J. **Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest.** Oxford: Oxford Forestry Institute, Department of Plant Ciencias, University of Oxford, 1992. (Tropical Forestry Papers, 25).
- ALVES JÚNIOR, F. T.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A.; MARANGON, L. C.; COSTA JÚNIOR, R. F. Estrutura diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica em matriz de cana-de-açúcar, Catende, Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.13, n.3, p.328-333. 2009.
- ANDERSON, A. J. B. **An introduction to multivariate statistical analysis.** 2ª. ed. New York: John Wiley & Sons, 415 p. 1971.
- ANJOS, A. **Análise do padrão de distribuição espacial do palmitheiro (*Euterpe edulis*) utilizando a função K de Ripley.** 1998. 110 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 110 p. 1998.
- ANJOS, A.; MAZZA, M. C. M.; SANTOS, A. C. M. C.; DELFINI, L. T. Análise do padrão de distribuição espacial da Araucaria (*Araucaria angustifolia*) em algumas áreas no Estado do Paraná, utilizando a função K de Ripley. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.66, dez. p.38-45. 2004.
- ARAÚJO, M. M. **Vegetação e mecanismos de regeneração em fragmento de Floresta Estacional Decidual Ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil.** 2002. 154 f. Tese (Doutorado em Silvicultura) - Setor de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 154 p. 2002.
- ARRUDA, L.; DANIEL, O. Florística e diversidade em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial em Dourados, MS. **Floresta**, Curitiba, v.37, n.2, p. 189-199, 2007.
- ASENSIO, L. J. **Técnicas de análisis de datos multidimensionales: Bases teóricas y aplicaciones en agricultura.** Madrid: Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentacion, 301 p. 1989.
- ASSMANN, E. **The principles of forest yield study.** Oxford: Pergamon Press, 506 p. 1970.
- AZEVEDO, C. P. **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental: Experimentação e simulação.** 2006. 236 f. Tese (Doutorado em Manejo Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 236 p. 2006.
- BAILEY, T. C.; GATRELL, A. C. **Interative spatial data analysis.** New York: John Wiley&Sons, 413 p. 1995.
- BATISTA, J. L. M. **Análise multivariada no planejamento de extensão florestal: subsídios para uma política de recuperação de áreas.** Curitiba: 1990. 137 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do

Paraná. 137 p. 1990.

BATISTA, J. L. F. **Spatial dynamics of trees in a Brazilian Atlantic tropical forest under natural and managed conditions**. Boston, 1994. 327 f. Tese (Doutorado). Washington College of Forest Resources. University of Washington. 327 p. 1994.

BATISTA, J. L. F.; MAGUIRE, D. A. Modelling the spatial structure of tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v.110, p. 293-314, 1998. Disponível em: <<http://www.mendeley.com/research/modeling-the-spatial-structure-of-topical-forests/>>. Acesso em: 20 jun. 2011.

BIGING, G. S.; DOBBERTIN, M. A comparison of distance-dependent competition measures for height and basal area growth of individual conifer trees. **Forest Science** 38, p. 695-720, 1992.

BIGING, G. S.; DOBBERTIN, M. Evaluations of completion indices in individual tree growth models. **Forest Science** v. 41, p. 360-377. 1995.

BITTENCOURT, R. **Caracterização da estrutura genética interna e aspectos da autoecologia de uma população natural de Imbuia (*Ocotea porosa*, Lauraceae)**. 2007. 83 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Genéticos Vegetais) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 83 p. 2007.

BOX, G. Robustness is the strategy of scientific model building. In: LAUNER, R.L.; WILKINSON, G.N. (Eds.). **Robustness in Statistics**. New York: Academic Press, p. 201-236. 1979.

BRENA, D. A. **Comparação dos métodos de inventários florestais sucessivos em relação a amostragem com repetição parcial, aplicados em uma população estratificada**. 1979. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 127 p. 1979.

BRUCE, R. G. H. The application of quantitative method of classification to strategic ecological survey in Britain. In: KLIJN, F. (Ed.). **Ecossistem classification for environmental management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 173-182. 1994.

BUDOWSKI, A. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional progresses. **Turrialba**, San José, Costa Rica, v. 15: p. 40-2, 1965.

BUDOWSKI, G. Los bosques de los trópicos húmedos de América. **Turrialba**, San José, Costa Rica, v.16, n.3, p. 278-285, 1966.

CANALEZ, G. G.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R. Dinâmica da estrutura da comunidade de Lauráceas no período 1995-2004 em uma floresta de Araucaria no sul do estado do Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.16, n.4, p. 357-367, 2006.

CAPRETZ, R. L.; BATISTA, J. L. F.; VIDAL, E. O uso de análises de segunda ordem (função *K* de Ripley) para detecção do padrão espacial em três áreas submetidas a manejos silviculturais diferentes na região de Paragominas, Pará. In: REUNIÃO DA RBRAS, 48, 2003, Belém. **Anais...** Belém: SEAGRO, 5 p. 2003.

CAPRETZ, R. L. **Análise dos padrões espaciais de árvores em quatro formações florestais do Estado de São Paulo, através de análises de segunda ordem, como a função K de Ripley.** 2004, 79 f. Piracicaba. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 79 p. 2004.

CARVALHO, A.; ROMARIZ, C. Tufos calcários quaternários de Santiago do Cacém. **Finisterra**, (15): p. 112-114. 1978.

CARVALHO, P. E. R. **Levantamento Florístico da Região de Irati, PR** (1ª aproximação). Curitiba-PR, EMBRAPA/Unidade Regional de Pesquisa Florestal Centro Sul, 44 p. 1980. (Circular Técnica, 3).

CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira.** Colombo: EMBRAPA-CNPQ; Brasília: EMBRAPA-SPI, 640 p. 1994.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Vol. 1. Brasília: Embrapa Floresta, 1039 p. 2003.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Vol. 2 Brasília: Embrapa Floresta, 627 p. 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Vol. 3. Brasília: Embrapa Floresta, 593 p. 2008.

CASPER, B. B.; JACKSON, R. B. Plant competition underground. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 545-570, 1997.

CHAGAS, R. K. **Dinâmica de população e prognóstico de produção de espécies arbóreas em um fragmento de floresta Estacional Semi-Decidual Montana em Lavras, Minas Gerais.** 2000. 66 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 66 p. 2000.

CHISMAN, H. H.; SCHUMACHER, F. X. On the tree-ratio and certain of applications. **Jor. For.**, v.38, p. 311-317, 1940.

CIENTEC. Consultoria e Desenvolvimento de Sistemas Ltda. **Software MATA NATIVA 2:** Sistema para análise fitossociológica e elaboração de inventários e planos de manejo de florestas nativas. Viçosa, MG: 2006. Copyright© 2001-2006 Cientec.

CLARK, P. J.; EVANS, F. C. Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. **Ecology** 35, p. 445-453. 1954.

CLUTTER, J. L.; FORTSON, J. C.; PIENAAR, L. V.; BRISTER, G. H.; BAILEY, R. L. **Timber management: a quantitative approach.** New York: John Wiley & Sons, 333 p. 1983.

COLPINI, C.; SILVA, V. S. M.; SOARES, T. S.; HIGUCHI, N.; TRAVAGIN, D. P.; ASSUMPCÃO, J. V. L. Incremento, Ingresso e Mortalidade em uma floresta de contato

ombrófila aberta/ estacional em Marcelândia, Estado do Mato Grosso. **Acta Amazônica**, Manaus, v.40, n.3, p. 549-556, 2010.

CONDIT, R.; ASHTON, P.; BAKER, P.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; GUNATILLEKE, S.; GUNATILLEKE, N.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B.; ITOH, A.; LaFRANKIE, J. V.; LEE, H. S.; LOSOS, E.; MANOKARAN, N.; SUKUMAR, R.; YAMAKURA, T. Spatial Patterns in the distribution of tropical tree species. **Science**, <http://www.sciencemag.org/>, v.288, p. 1414-1418, 2000.

COSTA NETO, P. L O. **Estatística**. São Paulo. Editora Edgard Blücher, 264 p. 1977.

CRESSIE, N. A. C. **Statistics for spatial data**. New York: John Wiley&Sons, 803 p. 1993.

CUNHA, U. S. **Análise da Estrutura Espacial Horizontal de uma Floresta de Terra Firme da Amazônia**. 2003. 141 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 141 p. 2003.

CURCIO, G. R. **Relações entre Geologia, Geomorfologia, Pedologia e Fitossociologia nas Planícies Fluviais do Rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. 2006. 510 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 510 p. 2003.

CURTIS, R. O. Stand density measures: An interpretation. **Forest Science**, p. 403-414, 1970.

DANIELS, R. F.; BURKHART, H. E.; CLASON, T. R. A comparison of competition measures for predicting growth of loblolly pine trees. **Canadian Journal for Forest Research**, v. 16, p. 1230-1237, 1986.

DAVIS, L. S.; JOHNSON, K. N. **Forest Management**. 3.ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 790 p. 1987.

DAWKINS, H. C. **The management of natural tropical high forest with special reference to Uganda**. Oxford: University of Oxford, Imperial Forestry Institute, 155 p. 1958.

DAWKINS, H. C. Crown diameters: their relationship to bole diameter in tropical trees. **Commonw. Forest Review**, v.42, p. 318-333, 1963.

De LIOCOURT, F. De l'amenagement des sapinières. **Boletim Trimestriel, Société Forestière de Franche-Comté et Belfort**, Julliet; p. 396 – 409. 1898.

DIGGLE, P. **Spatial analysis of spatial point patterns**. 2.ed. London: Oxford University Press Inc., 150 p. 2003.

DISPERATI, A. A.; DISPERATI, J.; LISBOA, G. S.; OLIVEIRA FILHO, P. C. Delineação visual de copas de árvores em fotografias aéreas de alta resolução de uma área com vegetação natural de Araucaria: resultados parciais. In: V Seminário de atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas aplicados à Engenharia Florestal, 5., 2002. Curitiba. **Anais...** Curitiba: UFPR, p.241- 242. 2002.

DIXON, P. **Spatial analysis of spatial point patterns**. 2 ed. London: Oxford University

Press Inc., 159 p. 2003.

EBLING, A. A. **Dinâmica e projeção diamétrica em remanescente de Floresta Ombrófila Mista na Flona de São Francisco de Paula, RS.** 2012. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Irati, PR: UNICENTRO, 126 p., 2012.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo.** 2<sup>a</sup> ed. Rio de Janeiro: 212 p. 1997.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3<sup>a</sup> ed. Rio de Janeiro: 306 p. 2006.

ENCINAS, J. I.; SILVA, G. F.; PINTO, J. R. R. **Técnicas Florestais, Idade e Crescimento das Árvores.** Brasília: Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal, 47 p. 2005.

ENGESAT. **Ficha técnica resumida do satélite IKONOS-2.** Disponível na internet via URL: [http://www2.engesat.com.br/index.php?system=news&news\\_id=494&action=read](http://www2.engesat.com.br/index.php?system=news&news_id=494&action=read). Acessado em 17 de maio de 2009.

FELFILI, J. M.; SERVILHA, A. C. Distribuição espacial de parcelas e de espécies em quatro áreas de cerrado *sensu stricto* na Chapada do Espigão Mestre de São Francisco. In: FELFILI, J. M.; SILVA Jr., M. C. da (Org.). **Biogeografia do bioma Cerrado:** estudo fitofisiômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Brasília: UnB, p. 61-74. 2001.

FELFILI, J. M.; SILVA Jr., M. C. da; REZENDE, A.V.; HARIDASAN, M.; FIGUEIRAS, T. S.; MENDONÇA, R. C.; WALTER, B. M. T.; NOGUEIRA, P. E. O projeto Biogeografia do Bioma Cerrado: hipótese e padronização da metodologia. In: GARAY, I.; DIAS, B.F.S. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais.** Petrópolis: Vozes. p. 157-173. 2001.

FELFILI, J. M.; SERVILHA, A. C.; SILVA Jr., M. C. Comparação entre as unidades fisiográficas Chapada Pratinha, Veadeiros e Espigão Mestre do São Francisco. In: FELFILI, J.M.; SILVA Jr., M.C. da (Org.). **Biogeografia do bioma Cerrado:** estudo fitofisiômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Brasília: UnB. p. 80-94. 2001.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos e Métodos em Fitossociologia.** Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 68 p. 2003.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; LIBANO, A. M.; VENTUROLI, F.; PEREIRA, B. A. S. **Análise multivariada em estudos de vegetação.** Brasília: Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, 2007. (Comunicações Técnicas Florestais, 9).

FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil,** Métodos e estudos de caso. In: Floresta Ombrófila Densa Atlântica: bases conceituais e estudo de caso no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, Brasil. vol. I. ed. UFV. Viçosa, MG, cap. 13, p. 372-387. 2011.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; LIBANO, A. M.; VENTUROLI, F.; PEREIRA, B. A. S., MACHADO, E. L. M. **Fitossociologia no Brasil,** Métodos e estudos de caso. In: Análise

multivariada: princípios e métodos em estudos de vegetação. Vol. I. ed. UFV. Viçosa, MG, cap. 4, p. 122-155. 2011.

FERREIRA, R. L. C. Estrutura e dinâmica de uma floresta secundária de transição, Rio Vermelho e Serra Azul de Minas, MG. Viçosa, 1997 208 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa. 208 p. 1997.

FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; WATZLAWICK, L. F. **Inventário das Florestas Plantadas na Floresta Nacional de Irati, Estado do Paraná**. Irati, PR: UNICENTRO, 103 p. 2006.

FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; SAWCZUK, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em uma floresta ombrófila mista. **Revista Floresta**, Curitiba, v.40, n.4, p.763-776, out./dez. 2010.

FINOL, H. Estudio silvicultural de algunas espécies comerciales em El Bosque Universitario "El Caimital" - Estado Barinas. **Revista Forestal Venezolana**, Mérida, n.10, p.17-63. 1964.

FINOL, U. H. Possibilidades de Manejo Silvicultural para las reservas Forestales de la Region Occidental. **Revista Forestal Venezolana**, Mérida, v.12, n.17, p. 81-107. 1969.

FINOL, U. H. Nuevos parâmetros a considerarse em el análisis estructural de las sevas virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, Mérida, v.14, n.21, p. 29-42. 1971.

FINOL, U. H. La Silvicultura em la Orinoquia Venezolana. **Revista Forestal Venezolana**, Mérida v.15, n.25, p. 37-114. 1975.

FOLI, E. G.; ALDER, D.; MILLER, H. G.; SWAINE, M. D. Modelling growing space requirements for some tropical forest tree species, **Forest Ecology and Management**, v. 173, p. 79-88. 2003.

FORD, E. D.; SORRENSEN, K. A. Theory and models of inter-plant competition as a spatial process. In DeAngelis, D. L., GROSS, L. J. (Eds.), *Individual-Based Models and Approaches in Ecology*, Chapman & Hall, New York, NY, p. 363-407. 1992.

FÖRSTER, M. Struckturanalyses eines tropischen Regenwaldes in Kolumbier. **Allg. Forst. – u. J. Ztg.**, v.144, n.1, p. 1-8. 1973.

FORTIN, M. J.; DALE, M. **Spatial Analysis – A guide for ecologists**. New York: Cambridge University Press, 365 p. 2005.

FOX, J. C.; BI, H.; ADES, P. K. Modelling Spatial Dependence in an Irregular Natural Forest. **Silva Fennica**, v. 42, p. 35-48. 2008.

FRACKER, S.; BRISCHLE, H. Measuring the local distribution of shrubs. **Ecology**, Vol. 25, p.283-303. 1944.

GALVÃO, F. A.; KUNIYOSHI, Y. S.; RODERJAN, C. V. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati, PR. Curitiba. **Floresta**. 19: p. 30-49. 1989.



GALVÃO, F. A. **Vegetação natural do estado do Paraná** – Métodos de levantamento fitossociológico. Curitiba: IPARDES, p. 25-37. 1994.

GAMA, J. R. V.; BENTES-GAMA, M. M.; SCOLFORO, J. R. S. Manejo sustentado para floresta de várzea na Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v.29, n.5, p. 719-729, 2005.

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

GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Theoretical Bases of the Forest Ecological Restoration. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. 1.ed. New York: Nova Science Publishers, p. 27-60. 2007.

GAUCH, H. G. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 180 p. 1982.

GLOVER, G. R.; HOOL, J. N. **A basal area ratio predictor of loblolly pine plantation mortality**. *Forest Science* 25, p. 275-282. 1979.

GOLFARI, L. Coníferas aptas para reflorestamento nos Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Brasília: IBDF, 1970. (B. Tecn. IBDF, 1).

GÓMEZ-POMPA, A. Possible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. *Biotropica*, v.3, n.2, p. 125-135. 1971.

GÓMEZ-POMPA, A.; WIECHERS, B. L. Regeneración de los ecosistemas tropicales y subtropicales. In: GOMÉZ-POMPA, A. et al. (Eds.). *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. México: Continental, p. 11-30. 1976.

HAASE, P. Spatial pattern analysis in ecology based on *RIPLEY's K* - function: introduction and edge correction. **Journal of Vegetations Science**. Vol. 6. p. 575-582. 1995.

HAIR, J. F. Jr.; ANDERSON, R. E., TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. **Multivariate Data Analysis**. (5<sup>th</sup> Edition). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 298 p. 1998.

HAIR, J. F.; TATHAM, R.; ANDERSON, R. E.; BLACK, W. C. **Análise Multivariada de Dados**. 5<sup>a</sup>. ed. Porto Alegre: Bookman, 593 p. 2005. (Tradução: A. S. Sant'Anna e A. Chaves Neto).

HARRISON, W. C.; DANIELS, R. F. A new biomathematical model for growth and yield of loblolly pine plantations. In *Forest growth modelling and prediction*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NC-120: p. 293-304. 1988.

HASENAUER, H.; MONSERUD, R. A. A crown ratio model for Austrain forests. **Forest Ecology and Management**. Vol. 84, p. 49-60. 1996.

HILL, M. O.; BUNCE, R. G. H.; SHAW, M. W. Indicator species analysis, a divisive

polythetic method of classification, and its application to a survey of native pinewoods in Scotland. The **Journal of Ecology**, v.63, n.2, p. 597-613. 1975.

HILL, M. O. **TWINSPAN**: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two way table by classification of individual and attributes. Ithaca, NY: Cornell University, 60 p. 1979.

HORN, H. S. The ecology of secondary succession. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** Vol.5, p. 25-37. 1974.

HUBBELL, S. P. Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical dry forest. **Science**, v.203, p. 1299-1309. 1979. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/content/203/4387/1299.full.pdf>>. Acessado em: 20 mar. 2010. doi: 10.1126/**Science**. p. 1299-1309. 1979.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul**. São Paulo: Polígono, 466 p. 1972.

HUSCH, B.; BEERS, T. W.; KERSHAW Jr., J. A. **Forest mensuration**. 4.ed. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 443 p. 2003.

IBDF. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. **Inventário nacional**. Florestas nativas – Paraná e Santa Catarina. Brasília: 345 p. 1984.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ª ed. Rio de Janeiro, 274 p. 2012. (Série Manuais Técnicos em Geociências, n.2).

ITCG. Instituto de Terras Cartografia e Geodésia. **Produtos Cartográficos**. 2009. Disponível em: [http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos\\_DGEO/Mapas\\_ITCG/PDF/Mapa\\_Fitogeografico\\_A3.pdf](http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Fitogeografico_A3.pdf). Acesso em 29/01/2012.

JARDIM, F. C. S.; HOSOKAWA, R. T. Estrutura da floresta equatorial úmida da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. **Acta Amazonica**, 16/17 (único): p. 411-508, 1986/ 1987.

JOHN, R.; DATTARAJA, H. S.; SURESH, H. S.; SUKUMAR, R. Density – dependence in common tree species in a tropical dry forest in Mudumalai, Southern India. **Journal of Vegetation Science**, v.13, p. 45-56. 2002.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied multivariate statistical analysis**. 4.ed. New Jersey: Prentice-Hall, 815 p. 1999.

KENT, M.; COKER, O. **Vegetation description and analysis**. London: John Wiley & Sons, p. 38-48. 1992.

KENT, M.; BALLARD, J. Trends and problems in the application and ordination methods in plant ecology. **Vegetation**, v.78, p. 109-124. 1998.

KHATTREE, R.; NAIK, D. N. **Multivariate data reduction and discrimination with SAS software**. Cary, NC, USA: SAS Institute Inc., 558 p. 2000.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro-brasileiro. **Sellowia**, Itajaí, v.12, n.12. p.17-

48. 1960.

KLEIN, R. M. Importância sociológica das mirtáceas nas florestas riograndenses. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 34. 1984, Manaus. **Anais...** Manaus: Sociedade Botânica do Brasil, p. 367-375. 1984.

KRAJICEK, J. E.; BRINKMAN, K. A.; GINGRICH, S. F. Crown Competition: A Measure of Density. **Forest Science**, v.7, p. 35-42. 1961.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. 2.ed. British Columbia: University of British Columbia, Addison Wesley Longman, 620 p. 1999.

LACHENBRUCH, P. A. **Discriminant analysis**. New York: Hafner Press, 128 p. 1979.

LAMPRECHT, H. Ensayo sobre unos 185dorífe para el Análisis Estructural de los bosques tropicales. **Acta Científica Venezolana**, Mérida, v.13, n.2, p. 57-65. 1962.

LAMPRECHT, H. Ensayo sobre La 185dorífera florística de La parte sur-oriental Del Bosque Universitario “El Caimital” – Estado Barinas. **Revista Forestal Venezolana**, Mérida, v.7, n.10-11, p. 77-119. 1964.

LATTIN, J.; CARROLL, J. D; GREEN, P. E. **Análise de Dados Multivariados**. São Paulo: Cengage Learning, 455 p. 2011.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2.ed. Amsterdam: Elsevier, 852 p. 1998.

LEITE, P. F; KLEIN, R. M. Vegetação. In: IBGE. **Geografia do Brasil: região sul**. Rio de Janeiro: IBGE, p. 113-150. 1990.

LEITE, P. F. **As diferentes unidades fitogeográficas da região sul do Brasil proposta de classificação**. 1994. 160 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 160 p. 1994.

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

LEMMON, P. E.; SCHUMACHER, F. X. Stoking density around ponderosa pine trees. **Forest Science**. vol. 8, p. 397-402. 1962.

LEMOS-MICHEL, E. **Hepáticas epifíticas sobre o pinheiro-brasileiro no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 191 p. 2001.

LISBOA, G. S. **Fotografias aéreas de escala grande e imagem IKONOS-2 no mapeamento de copas de *Araucaria angustifolia***. 2009. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - UNICENTRO, Irati, 121 p. 2009.

LIU, J.; BURKHART, H. E. Modelling inter and intra specific competition in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations on cutover, site-prepared lands. **Annals of Botany** 73, p. 429-435. 1994.

LOETSCH, F.; ZÖHRER, F.; HALLER, K. E. **Forest Inventory**. München: BLV Verlagsgesellschaft mbH, 469 p. 1973.

LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze, no sul do Brasil**. 1980. 198 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 198 p. 1980.

LONGHI, S. J. **Agrupamento e análise fitossociológica de comunidades florestais na sub-bacia hidrográfica do rio Passo Fundo-RS**. 1997. 225 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 225 p. 1997.

LONGHI, S. J.; CANTARELLI, E. B.; MARAFIGA, J. A. S.; MATTOS, R. B. Aspectos florísticos da Floresta Estacional Decidual, às margens do Rio Ibicuí-Mirim no distrito de Boca do Monte, Santa Maria-RS. In: CICLO DE ATUALIZAÇÃO FLORESTAL DO CONE-SUL, 1., 1999, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: UFSM, p. 254-261. 1999.

LONGHI, S. J.; BRENA, D. A.; GOMES, J. F.; NARVAES, I. S.; BERGER, G.; SOLIGO, A. J. Classificação e caracterização de estágios sucessionais em remanescentes de floresta ombrófila mista na Flona de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.16, n.2, p. 113-125, 2005.

LONGHI, R. V. **Manejo Experimental de uma Floresta Ombrófila Mista Secundária no Rio Grande do Sul**. 2011. 84 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 84 p. 2011.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 1ª ed. São Paulo: Nova Odessa: Ed. Plantarum, 368 p. 1998.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras**: Manual de Identificação e cultivos de plantas arbóreas do Brasil. 2ª ed. São Paulo: Nova Odessa, Ed. Plantarum, 382 p. 2002.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 3ª ed. São Paulo: Nova Odessa: Ed. Plantarum, 384 p. 2009.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Curitiba, Livraria José Olympio, 450 p. 1968.

MACHADO, S. A.; SANTOS, A. A. P.; ZAMIN, N. T.; NASCIMENTO, R. G. M. Distribuição espacial de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.42, n.6, p. 1013-1019, jun, 2012.

MACHADO, S. A.; BARTOSZEK, A. C. P. S.; OLIVEIRA, E. B. Estudo da estrutura diamétrica para *Araucaria angustifolia* em florestas naturais nos estados da região sul do Brasil. **Revista Floresta**, Curitiba, n.26. p. 59-70, 1997.

MANTOVANI, W. A degradação dos biomas brasileiros. In: RIBEIRO, W. (Org.). **O patrimônio ambiental brasileiro**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo e Imprensa Oficial, p. 367-439. 2003.

MARANGON, L. C.; SOARES, J. J.; FELICIANO, A. L. P.; SILVA BRANDÃO, C. F. L. Estrutura Fitossociológica e Classificação Sucessional do Componente Arbóreo de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no Município de Viçosa, Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v.13, n.2, p. 208-221, abr./jun. 2007.

MARCHIORI, J. N. C. **Dendrologia das gimnospermas**. Santa Maria: UFSM, 158 p. 1996.

MARDIA, K. V.; KENT, J. T.; BIBBY, J. M. **Multivariate analysis**. London: Academic Press, 518 p. 1979.

MARRIOTT, F. H. C. **The interpretation of multivariate observation**. London: Academic Press, 117 p. 1974.

MARTIN, G. L.; EK, A. R. **A comparison of competition measures and growth models for simulation models**. Canadian Journal of Forest Research 7, p. 100-105. 1984.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 246 p. 1991.

MARTINS, S. V. **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: Editora UFV, 283 p. 2009.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, 168 p. 1982.

MAZZA, C. A. S.; MAZZA, M. C. M.; SANTOS, J. E. SIG aplicado à caracterização ambiental de uma unidade de conservação Floresta Nacional de Irati, Paraná. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, p. 2251-2258. 2005.

MAZZA, C. A. S. **Caracterização ambiental da paisagem da Microregião Colonial de Irati e zoneamento ambiental da Floresta Nacional de Irati, PR**. 2006. 147 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade de São Carlos, São Carlos/ SP, 147 p. 2006.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.; STAFFORD, S. **Multivariate statistics for wildlife and ecology research**. New York: Springer Science and Business Media, 283 p. 2000.

MENDONÇA, A. C. A. **Caracterização e simulação dos processos dinâmicos de uma área de floresta tropical de terra firme utilizando matrizes de transição**. 2003. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 92 p. 2003.

MENDONÇA F. A.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E. (Ed.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina, PR: Editora, 589 p. 2002.

MEYER, W. H. Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. **Journal Forest**, v.50, n.2, p. 85-92. 1952.

MEYER, W. H.; RICKNAGEL, A. B.; STEVENSON, D. D.; BARTOO, R. A. **Forest Management**. New York: The Ronald Press Company, 282 p. 1961.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: UFMG, 297 p. 2005.

MOEUR, M. Characterizing spatial patterns of trees using stem - mapped data. **Forest Science**. Bethesda. Vol. 39, n.4, p. 756 - 775. 1993.

MONSERUD, R.; STERBA, H. A basal area increment model for individual trees growing in even-and-uneven-aged forest stands in Austria. **Forest Ecology and management**, v. 80, p. 57-80, 1996.

MOSCOVICH, F. A. **Dinâmica de crescimento de uma Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS**. 2006. 135 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 135 p. 2006.

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

MUNRO, D. D. Forest growth-models: A prognosis. In Fries, J. (Ed.) Growth models for tree and stands simulation. Research Note 30. **Royal College of Forestry**, Stockholm, Sweden, p. 7-21. 1974.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista, em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.11,n.1, p. 105-110, 2001.

NIMER, E. Climatologia da região sul do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia**, v.33, n.4, p. 3-65, 1971.

NICOTRA, A. B. Sex ratio and spatial distribution of *Siparuna grandiflora*, a tropical dioecious shrub. **Oecologia**, v.115, p. 102-122, 1998.

NOWAK, D. J.; HOEHN, R. E.; CRANE, D. E.; STEVENS, J. C.; WALTON, J. T. **Assessing Urban Forest Effects and Values**. New York: USDA, 24 p. 2007.

ODUM, E. P. Organic production and turnover in old field succession. **Ecology**. 41: p. 34-39. 1960.

ODUM, E. P. Fundamentos da Ecologia. 4. Ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 927 p. 1988.

OLIVEIRA, B. As regiões de ocorrência normal da Araucaria. **Revista Brasileira de Economia Florestal**, v.1, p. 185-199, 1948.

OLIVEIRA, A. C. Teoria da produção florestal. 2ª Edição. CEF, 531 p. 1984.

OTTORINI, J. M. Aspects de la notion de densité de croissance des arbres en peuplement. **Annales de Science Forestières**. vol. 35, p. 299-320. 1978.

PALMER, M. W. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. **Ecology**, Vol.74, p. 2215-2230, 1993.

PALMER, M. W. **Ordination methods for ecologists**. 2005. Disponível em <<http://ordination.okstate.edu>>. Acesso em 23 janeiro de 2011.

PAYANDEH, B. Comparison of method for assessing spatial distribution of trees. **Forest Science**. Vol. 16: p. 312-317. 1970.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. **Inventário Florestal**. Curitiba, Editorado pelos autores, 316 p. 1997.

PENTTINEN, A.; STOYAN D.; HENTTONEN, H. M. Marked point processes in forest statistics. **Forest Science**, v.38, n.4, p. 806-824, nov. 1992.

PIZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo-PR**. 1999. 170 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 170 p. 1999.

PRETZSCH, H. **Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model**. Springer-Verlag, Berlin, Germany, 670 p. 2009.

PRODAN, M.; PETERS, R.; COX, F.; REAL, P. **Mensura Forestal**. San José: GTZ, 561 p. 1997.

PULZ, F. A. **Estudo da dinâmica e a modelagem da estrutura diamétrica de uma floresta semidecídua montana na região de Lavras – MG**. 1998. 156 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 156 p. 1998.

RAMBO, B. O elemento andino pinhal rio-grandense. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues**, Itajaí, v.3, n.3, p. 3-39. 1951.

RAO, C. R.; MITRA, S. K. **Linear statistical inference and its applications**. New York: John Wiley, 412 p. 1973.

REES, M.; CONDIT, R.; CRAAWLEY, M.; PACALA, S.; TILMAN, D. Long – term studies of vegetation dynamics. **Science**, Local de Publicação?, v.293, p. 650-655. 2001.

REINEKE, L. H. Perfecting a stand-density index for even-aged forests. **Journal of Agricultural Research**. Vol. 46: p. 627-638. 1933.

RIPLEY, B. D. Modelling spatial patterns. **Journal of the Royal Statistic**, v.39, p. 172-212, 1977.

RITCHIE, B.; McDOUGALL, C.; HAGGITH, M.; OLIVEIRA, N. B. **Criteria and Indicators of Sustainability in Community Managed Forest Landscape: An Introductory Guide**. Indonesia. Printed by SMT Grafika Desa Putera, 103 p. 2000.

RODE, R. **Avaliação Florística e Estrutural de uma Floresta Ombrófila Mista e de uma Vegetação Arbórea estabelecida sob um povoamento de *Araucaria angustifolia* de 60 anos.** Curitiba, 159 f. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, 159 p. 2008.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. A.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, n.24, p. 75-92, jan/ jun 2002.

RODRIGUES, R. R. Análise estrutural de formações florestais ripárias. In: SIMPOSIO SOBRE MARAS CILIARES, 1., 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil, p. 99-119. 1989.

RODRIGUES, R. R. A sucessão florestal. In: MORELLATO, P.C., LEITÃO FILHO, H.F. (Orgs.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra.** Campinas : UNICAMP, p. 30-36. 1995.

ROGERS, R. L. Problemas silviculturais da *Araucaria angustifolia*. **Revista Brasileira de Economia Florestal.** Vol.6, p. 308-359, 1953.

ROIK, M. **Dinâmica (2002-2011) e modelagem do incremento diamétrico em fragmento de Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de Irati, Paraná.** 158f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Irati, PR: UNICENTRO, 158 p. 2012.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo.** 5.ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 92 p. 2005.

SANQUETTA, C. R. **Fundamentos biométricos dos modelos de simulação florestal.** Curitiba: FUPEF, 49 p. 1996. (Série Didática, n. 8).

SANQUETTA, C. R. **Perspectivas da recuperação e do manejo sustentável das florestas de Araucaria.** Data de publicação, 10 de agosto de 2005. Disponível na internet via URL: <http://www.comciencia.br/reportagens/2005/08/09.html>, acessado dia 13 de julho de 2007.

SAWCZUK, A. R. **Florística e estrutura horizontal no período 2002-2008 de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Estado do Paraná – Irati, PR.** 2009. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - UNICENTRO, 139 p. 2009.

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná.** 2001. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 119 p. 2001.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F. A.; SANQUETTA, C. R.; LONGHI, S. J. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana no período entre 1979 e 2000. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.16, n.3, p. 271-291. 2006.

SHAW, P. J. A. **Multivariate statistics for the environmental sciences.** London: Arnold,



233 p. 2003.

SCHWINNING, S.; WEINER, J. Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. **Ecologia**. Vol.113. p. 447-455. 1998.

SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. **Manejo sustentado de florestas inequidâneas heterogêneas**. Santa Maria: UFSM, 195 p. 2000.

SCHNEIDER, P. R. **Manejo Florestal: Planejamento da Produção Florestal**. Santa Maria: UFSM, 195 p. 2002.

SCOLFORO, J. R. S. **Inventário Florestal**. Lavras: ESAL/FAEPE, 228 p. 1993.

SCOLFORO, J. R. S. **Modelos para expressar o crescimento e a produção florestal**. Lavras: ESAL, FAPE, 188 p. 1994.

SCOLFORO, J. R. S.; PULZ, F. A.; MELLO, J. M. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. In: SCOLFORO, J.R.S. (Org.). **Manejo Florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, p. 189-246. 1998.

SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C. A. **Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia utilizada pela Embrapa-Cpatu na Amazônia brasileira**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 36 p. 1984. (EMBRAPA-CPATU. Documentos 36).

SILVA, J. N. M. **The behavior of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging**. 1989. 302 f. Thesis (Ph.D.) - Oxford University, Oxford, 302 p. 1989.

SILVA, M. A.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S.; CZANCK JÚNIOR, L.; ANDRADE, I. S.; OLIVEIRA, A. D. Análise da distribuição espacial da CANDEIA (*Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish) sujeita ao sistema de manejo porta-sementes. **Cerne**, Lavras, v.14, n.4, p. 311-316, outo/ dez. 2008.

SOARES, P.; TOMÉ, M. Globtree: An individual tree growth model for *Eucalyptus globulus* in Portugal. In Amaro, A.; Reed, D.; Soares, P. (Eds), **Modelling Forest Systems**. Wallingford, UK, CABI Publishing, p. 97-110. 2003.

SOUZA, A. L. **Análise multivariada para manejo de florestas naturais: alternativas de produção sustentada de madeiras para serraria**. 1989. 255 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 255 p. 1989.

SOUZA, D. R.; SOUZA, A. L. Emprego do método *BDq* de seleção após a exploração florestal em floresta ombrófila densa de terra firme, Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, v.29, n.4, p. 617-625, 2006.

SPURR, S. H. A measure of point density. **Forest Science**, Bethesda, v. 8, n. 1, p. 85-96, Feb. 1962.

SPVS - Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental. **Nossas árvores - manual para recuperação da reserva florestal legal**. Curitiba: SPVS, 84 p. 1996.

STEPKA, T. F. **Modelagem da Dinâmica e Prognose da Estrutura Diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista por meio de Matriz de Transição e Razão de Movimentação**. 2008. 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - UNICENTRO, Irati - PR, 151 p. 2008.

STEPKA, T. F.; DIAS, A. N.; FIGUEIREDO FILHOS, A.; MACHADO, S. A.; LISBOA, G. S. Modelagem do Ingresso e da Mortalidade de um Fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Estado do Paraná. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO SOBRE MANEJO FLORESTAL, 5., 2011, Santa Maria, RS: **Anais...** Editora UFSM, p. 759-765. 2011.

STERBA, H.; BLAB, A.; KATZENSTEINER, K. Adapting an individual tree growth model for Norway Spruce (*Picea abies* L. Karst.) in pure and mixed species stands. **Forest Ecology and Management**, Vol. 159, p. 101-110. 2002.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondende analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct 192dorífera analysis. **Ecology**, n.67, p. 1169-1179. 1986.

TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, n.69, p. 69-77. 1987.

TOBLER, W. R. Cellular geography. **Philosophy in geography**, v. 20, p. 379-386, 1979.

TOMÉ, M.; BURKHART, H. E. Distance-dependent competition measures for predicting growth of individual trees. **Forest Science**. Vol.35, p. 816-831. 1989.

TONGEREN, O. F. R.; VAN JONGMAN, R. H. G.; BRAAK, C. J. F. Cluster Analysis. In: **Data analysis in community and landscape ecology**. Wagenengen: PUDOC, p. 174-212. 1987.

TONINI, H. **Índices de competição e o seu uso na modelagem do crescimento das árvores**. Boa Vista: Embrapa, p. 30. 2007.

TROPICOS, 2008. Disponível em <<http://www.tropicos.org/>>. Acesso em 17 de maio de 2008.

TRUGILHO, P. F. **Aplicação de algumas técnicas multivariadas na avaliação da qualidade da madeira e do carvão vegetal de *Eucalyptus***. 1995. 152 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 152 p. 1995.

TRUGILHO, P. F.; LIMA, J. T.; MORI, F. A. Correlação Canônica das Características Químicas e Físicas da Madeira de Clones de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus saligna*. **Cerne**, Lavras, v.9, n.1, p. 66-80. 2003.

VACCARO, S. **Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma floresta estacional decidual, no município de Santa Tereza, RS**. 1997. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 104 p. 1997.

VACCARO, S. **Crescimento de uma floresta estacional decidual, em três estágios**

**sucessionais, no município de Santa Tereza, RS, Brasil.** 2002. 157 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 157 p. 2002.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield:** applications to mixed tropical forests. Wallingford: CAB International, 312 p. 1994.

VELOSO, H. P.; GÓES-FILHO, L. **Fitogeografia brasileira, classificação fisionômica ecológica da vegetação neotropical.** Salvador: Ministério de Minas e Energia-Projeto RADAMBRASIL, 80 p. 1982. (Boletim Técnico. Série Vegetação).

VETTENRANTA, J. Distance-dependent Models for Predicting the Development of Mixed Coniferous Forests in Finland. **Silva Fennica.** Vol.33, p. 51-72. 1999.

VICINI, L.; SOUZA, A. M. **Análise Multivariada da Teoria a Prática.** 2005. 215 f. Monografia (Especialização em Estatística) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 215 p. 2005.

VIEIRA, I. C. G. **Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazônia.** 1996. 205 f. These (Doctor of Philosophy) - University of Stirling, University of Stirling, Scotland, 205 p. 1996.

WADSWORTH, F. H. **Forest Production for Tropical America** - Agricultural Handbook. Washington, DC: USDA Forest Service, 710 p. 1997.

WEINER, J. Asymmetric competition in plant populations. **Trends in Ecology and Evolution**, vol. 5, p. 360-364. 1990.

WEISKITELL, A. R.; HANN, D. W.; KERSHAW Jr., J. A.; VANCLAY, J. K. **Forest Growth and Yield Modeling.** Wiley-Blackwell, by John Wiley & Sons, Ltda, U.K. 415 p. 2011.

ZEIDE, B. How to measure stand density. **Trees.** vol. 19, p. 1-14. 2005.

ZHAO, D.; BORDERS, B.; WILSON, M. Individual-tree diameter growth and mortality models for bottomland mixed-species hardwood stands in the lower Mississippi alluvial valley. **Forest Ecology and Management**, v.199, p. 307-322. 2004.

ZIN, M. T. **Developing a Scientific Basis for Sustainable Management of Tropical Forest Watershed: Cases Studies of Myanmar.**2005. 282 f. Tese (A dissertation to obtain the degree of Doctor) - Faculty of the Forest Science and Forest Ecology, George-August-University, Göttingen, 282 p. 2005.



## APÊNDICES

### APÊNDICE A

Composição florística da área amostrada na FLONA de Irati, PR, no período de 2002 a 2011.

Gênero	Família	Nome Científico
<i>Actinostemon</i>	Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.
<i>Aegiphila</i>	Lamiaceae	<i>Aegiphila odorifera</i> (Jacq.) B.D.Jackson
<i>Albizia</i>	Fabaceae	<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W.Grimes
<i>Allophylus</i>	Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. Et al.) Hieron. Ex Niederl.
		<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.
<i>Anadenanthera</i>	Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan
<i>Annona</i>	Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer
		<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.
<i>Araucaria</i>	Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze
<i>Bacharis</i>	Asteraceae	<i>Baccharis semisserata</i> DC.
<i>Banara</i>	Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos
<i>Blepharocalyx</i>	Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg
<i>Cabrlea</i>	Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.
<i>Campomanesia</i>	Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg
		<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg
<i>Casearia</i>	Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.
		<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.
		<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler
		<i>Casearia obliqua</i> Spreng.
		<i>Casearia sylvestris</i> Sw.
<i>Cassia</i>	Fabaceae	<i>Cassia leptophylla</i> Vogel
<i>Cedrela</i>	Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.
		<i>Cedrela lilloi</i> C.DC.
<i>Chrysophyllum</i>	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.
		<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.
<i>Cinnamodendron</i>	Canellaceae	<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke
<i>Cinnamomum</i>	Lauraceae	<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.
		<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.
		<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart. Ex Nees) Kosterm.
<i>Citronella</i>	Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard
<i>Citrus</i>	Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck.
<i>Clethra</i>	Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.
<i>Cordyline</i>	Asparagaceae	<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché
<i>Coussarea</i>	Rubiaceae	<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.
<i>Cryptocarya</i>	Lauraceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez

<i>Cupania</i>	Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.
<i>Curitiba</i>	Myrtaceae	<i>Curitiba odorifera</i> (D.Legrand) Salywon & Landrum
<i>Dalbergia</i>	Fabaceae	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel
<i>Diatenopteryx</i>	Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.
<i>Drimys</i>	Winteraceae	<i>Drimys angustifolia</i> Miers
		<i>Drimys brasiliensis</i> Miers
<i>Erythroxylum</i>	Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.
<i>Eugenia</i>	Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.
		<i>Eugenia pluriflora</i> DC.
		<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.
		<i>Eugenia uniflora</i> L.
<i>Ficus</i>	Moraceae	<i>Ficus enormis</i> Mart. Ex Miq.
<i>Gochnatia</i>	Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera
	Myrtaceae	<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand
<i>Handroanthus</i>	Bignoniaceae	<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos
<i>Ilex</i>	Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek
<i>Ilex</i>	Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reissek
		<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.
		<i>Ilex theezans</i> Mart. Ex Reissek
<i>Inga</i>	Fabaceae	<i>Inga virescens</i> Benth.
<i>Jacaranda</i>	Bignoniaceae	<i>Jacaranda odorifera</i> Cham.
<i>Lafoensia</i>	Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.
<i>Lamanonia</i>	Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.
<i>Laplacea</i>	Theaceae	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski
<i>Lithrea</i>	Anacardiaceae	<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.
<i>Lonchocarpus</i>	Fabaceae	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.
<i>Luehea</i>	Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.
<i>Machaerium</i>	Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel
<i>Matayba</i>	Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.
<i>Maytenus</i>	Celastraceae	<i>Maytenus grandiflora</i> Reissek
		<i>Maytenus officinalis</i> Mabb.
<i>Mimosa</i>	Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.
<i>Myrceugenia</i>	Myrtaceae	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel
<i>Myrcia</i>	Myrtaceae	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.
		<i>Myrcia hebetata</i> DC.
		<i>Myrcia lajeana</i> D.Legrand
		<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.
<i>Myrciaria</i>	Myrtaceae	<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg
		<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg
		<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg
<i>Myrsine</i>	Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.

		<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze
		<i>Myrsine umbellata</i> Mart.
<i>Nectandra</i>	Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees
		<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez
<i>Ocotea</i>	Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez
		<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez
		<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez
		<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer
		<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso
		<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees
		<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez
<i>Ormosia</i>	Fabaceae	<i>Ormosia odorifera</i> (Vell.) Harms
<i>Parapiptadenia</i>	Fabaceae	<i>Parapiptadenia odorifera</i> (Benth.) Brenan
<i>Persea</i>	Lauraceae	<i>Persea major</i> L.E.Kopp
<i>Picramnia</i>	Picramniaceae	<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.
	Simaroubaceae	<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Eichler
<i>Piptocarpha</i>	Asteraceae	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén
		<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker
<i>Plinia</i>	Myrtaceae	<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel
<i>Prunus</i>	Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.
<i>Psychotria</i>	Rubiaceae	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.
<i>Quillaja</i>	Quillajaceae	<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.
<i>Randia</i>	Rubiaceae	<i>Randia ferox</i> DC.
<i>Raulinoreitzia</i>	Asteraceae	<i>Raulinoreitzia leptophloebia</i> (B.L.Rob.) R.M.King & H.Rob.
<i>Roupala</i>	Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.
<i>Rudgea</i>	Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.
<i>Sapium</i>	Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong
<i>Schefflera</i>	Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.
<i>Sebastiania</i>	Euphorbiaceae	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs
<i>Sloanea</i>	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea odorifera</i> (Schott) Planch. Ex Benth.
<i>Solanum</i>	Solanaceae	<i>Solanum bullatum</i> Vell.
		<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.
		<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal
<i>Sorocea</i>	Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.
<i>Strychnos</i>	Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.
<i>Styrax</i>	Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.
<i>Syagrus</i>	Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman
<i>Symplocos</i>	Symplocaceae	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand
		<i>Symplocos tetrandra</i> Mart. Ex Miq.
		<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.
<i>Trichilia</i>	Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.

<i>Vernonanthura</i>	Asteraceae	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.
		<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H.Rob.
<i>Vitex</i>	Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke
<i>Weinmannia</i>	Cunoniaceae	<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.
<i>Xylosma</i>	Salicaceae	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler
<i>Zanthoxylum</i>	Rutaceae	<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman
		<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.



## APÊNDICE B

Número de Espécies encontradas por Gênero no período de 2002 à 2011.

N	Gêneros	2002	2005	2008	2011	Dinâmica	N	Gêneros	2002	2005	2008	2011	Dinâmica
1	<i>Actinostemon</i>	1	1	1	1	0	43	<i>Lonchocarpus</i>	1	1	1	1	0
2	<i>Aegiphila</i>	1	1	1	1	0	44	<i>Luehea</i>	1	1	1	1	0
3	<i>Albizia</i>	1	1	1	1	0	45	<i>Machaerium</i>	1	1	1	1	0
4	<i>Allophylus</i>	2	2	2	2	0	46	<i>Matayba</i>	1	1	1	1	0
5	<i>Anadenanthera</i>	1	1	1	1	0	47	<i>Maytenus</i>	2	2	2	2	0
6	<i>Annona</i>	2	2	2	1	-1	48	<i>Mimosa</i>	1	1	1	1	0
7	<i>Araucaria</i>	1	1	1	1	0	49	<i>Myrceugenia</i>	1	1	1	1	0
8	<i>Bacharis</i>	0	0	0	1	1	50	<i>Myrcia</i>	4	4	4	4	0
9	<i>Banara</i>	1	1	1	1	0	51	<i>Myrciaria</i>	2	2	2	3	1
10	<i>Blepharocalyx</i>	0	0	1	1	1	52	<i>Myrsine</i>	2	2	2	3	1
11	<i>Cabranea</i>	1	1	1	1	0	53	<i>Nectandra</i>	2	2	2	2	0
12	<i>Campomanesia</i>	2	2	2	2	0	54	<i>Ocotea</i>	6	6	6	7	1
13	<i>Casearia</i>	5	5	5	5	0	55	<i>Ormosia</i>	1	1	1	1	0
14	<i>Cassia</i>	1	1	1	1	0	56	<i>Parapiptadenia</i>	1	1	1	1	0
15	<i>Cedrela</i>	2	2	2	2	0	57	<i>Persea</i>	1	1	1	1	0
16	<i>Chrysophyllum</i>	2	2	2	2	0	58	<i>Picramnia</i>	1	1	1	1	0
17	<i>Cinnamodendron</i>	1	1	1	1	0	59	<i>Picrasma</i>	1	1	1	1	0
18	<i>Cinnamomum</i>	3	3	3	3	0	60	<i>Piptocarpha</i>	2	2	2	2	0
19	<i>Citronella</i>	1	1	0	0	-1	61	<i>Plinia</i>	1	1	1	1	0
20	<i>Citrus</i>	1	1	1	1	0	62	<i>Prunus</i>	1	1	1	1	0
21	<i>Clethra</i>	1	1	1	1	0	63	<i>Psychotria</i>	1	1	1	1	0
22	<i>Cordyline</i>	0	0	0	1	1	64	<i>Quillaja</i>	1	1	1	1	0
23	<i>Coussarea</i>	1	1	1	1	0	65	<i>Randia</i>	1	1	1	1	0
24	<i>Cryptocarya</i>	1	1	1	1	0	66	<i>Raulinoreitzia</i>	0	0	0	1	1
25	<i>Cupania</i>	1	1	1	1	0	67	<i>Roupala</i>	1	1	1	1	0
26	<i>Curitiba</i>	1	1	1	1	0	68	<i>Rudgea</i>	1	1	1	1	0
27	<i>Dalbergia</i>	1	1	1	1	0	69	<i>Sapium</i>	1	1	1	1	0
28	<i>Diatenopteryx</i>	1	1	1	1	0	70	<i>Schefflera</i>	1	1	1	1	0
29	<i>Drimys</i>	1	1	1	2	1	71	<i>Sebastiania</i>	1	1	1	1	0
30	<i>Erythroxylum</i>	1	1	1	1	0	72	<i>Sloanea</i>	1	1	1	1	0
31	<i>Eugenia</i>	4	4	4	4	0	73	<i>Solanum</i>	3	3	3	3	0
32	<i>Ficus</i>	1	1	1	1	0	74	<i>Sorocea</i>	1	1	1	1	0
33	<i>Gochmatia</i>	1	1	0	0	-1	75	<i>Strychnos</i>	1	1	1	1	0
34	<i>Gomidesia</i>	0	0	1	1	1	76	<i>Styrax</i>	1	1	1	1	0
35	<i>Handroanthus</i>	1	1	1	1	0	77	<i>Syagrus</i>	1	1	1	1	0
36	<i>Ilex</i>	4	4	4	4	0	78	<i>Symplocos</i>	2	2	3	3	1
37	<i>Inga</i>	1	1	1	1	0	79	<i>Trichilia</i>	0	0	1	1	1
38	<i>Jacaranda</i>	1	1	1	1	0	80	<i>Vernonanthura</i>	2	2	2	2	0
39	<i>Lafoensia</i>	1	1	1	1	0	81	<i>Vitex</i>	1	1	1	1	0
40	<i>Lamanonia</i>	1	1	1	1	0	82	<i>Weinmannia</i>	0	0	1	0	0
41	<i>Laplacea</i>	1	1	1	1	0	83	<i>Xylosma</i>	1	1	1	1	0
42	<i>Lithrea</i>	1	1	1	1	0	84	<i>Zanthoxylum</i>	2	2	2	2	0

## APÊNDICE C

Densidade de indivíduos em diferentes anos de medição e grupos ecológicos.

Família	Nome Científico	Nome Comum	N/ha				G.E.	R.B.
			2002	2005	2008	2011		
Lamiaceae	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	Imbuia	17,2	17,2	17,2	17,1	C	1
Lamiaceae	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Canela-papagaio	0,08	0,08	0,08	0,04	C	4
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Laranjinha-do-mato	0,08	0,12	0,08	0,04	C	5
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Pimenteira-arbustiva	0	0	0,04	0,04	C	5
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cerejeira	5,72	6,36	7,76	8,12	C	5
Myrtaceae	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	Caingá-do-graúdo	0,04	0,04	0,04	0,04	C	5
Myrtaceae	<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O. Berg	Araçá-do-mato	1,24	1,4	1,4	1,48	C	5
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O. Berg	Cambuí	6,28	7,76	8,96	9,56	C	5
Myrtaceae	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	Guamirim-ferro	0	0	0	0,24	C	5
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	Carvalho	1	0,84	0,84	0,84	C	5
Myrtaceae	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Guamirim-vermelho	0,08	0,16	0,2	0,2	C	6
Lamiaceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Canela-fogo	0,32	0,36	0,36	0,36	C	8
Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga	1,08	0,56	0,44	1,44	P	4
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	15,4	15,2	15,1	14,9	P	4
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Leiteiro	1,08	1,16	1,08	1,08	P	5
Quillajaceae	<i>Quillaja brasiliensis</i> (A. St. - Hil. & Tul.) Mart.	Saboneteira	0,24	0,28	0,28	0,24	P	5
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Juazeiro	0,04	0,04	0,16	0,16	P	5
Solanaceae	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Cuvitinga	0,36	0,44	0,32	0,32	P	5
Asparagaceae	<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	Uvarana	0	0	0	0,08	P	6
Asteraceae	<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Tupichava	0	0	0	0,04	P	6
Asteraceae	<i>Raulinoreitzia leptophlebia</i> (B.L.Rob.) R. M. King & H. Rob.	Vassourão-de-brinco	0	0	0	0,04	P	6
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-branco	0,2	0,2	0,2	0,2	P	6
Fabaceae	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Timbó	0,04	0,04	0,08	0,08	P	6
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim-preto	8,8	8,68	8,8	7,96	P	6
Solanaceae	<i>Solanum bullatum</i> Vell.	Fumo-bravo	0,08	0,08	0,08	0,08	P	6

Symplocaceae	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	Maria-mole	0,04	0,04	0,04	0,12	P	6
Theaceae	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schräd.) Kobuski	Santa-Rita	1,8	1,36	1,24	1,12	P	6
Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Cambará	0,04	0,04	0	0	P	7
Asteraceae	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Vassourão-branco	2,24	1,8	1,64	1,84	P	7
Asteraceae	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Vassourão-cambará	0,6	0,68	0,64	1	P	7
Asteraceae	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	Vassourão-preto	2	2	1,84	1,88	P	7
Asteraceae	<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H. Rob.	Vassourão	4,24	3,2	2,4	1,88	P	7
Canellaceae	<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	Pimenteira	14,2	13,2	12,4	11,9	P	7
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	Carne-de-vaca	5,28	4,84	4,4	4,08	P	7
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St. - Hil.	Cocão	0,04	0,04	0,04	0,04	P	7
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Pau-de-gaiola	0,24	0,24	0,24	0,2	P	7
Rubiaceae	<i>Randia ferox</i> (Champ. & Schltdl.) DC.	Limão-do-mato	0,08	0,08	0,08	0,04	P	7
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	Esporão-de-galo	0,04	0,08	0,08	0,08	P	8
Salicaceae	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	Sucareiro	0,72	0,76	0,8	0,84	P	8
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H. Rainer	Ariticum-de-porco	0,04	0,04	0,04	0	SI	1
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Palmeira	18	18,1	17,8	18,1	SI	1
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Guaraperê	0,2	0,2	0,2	0,2	SI	1
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L. B. Sm. & Downs	Branquillo	0,2	0,24	0,28	0,28	SI	1
Symplocaceae	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	Maria-mole 2	0	0	0,04	0,04	SI	1
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-cadela	1,28	1,24	1,12	1,04	SI	2
Anacardiaceae	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Aroeira-branca	1,24	1,12	0,88	0,84	SI	3
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo	13,2	11,9	10,9	10,2	SI	3
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil. Mart.	Ariticum	0,08	0,08	0,12	0,16	SI	5
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Voadeira	0,36	0,4	0,4	0,4	SI	5
Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Cauninha	1,56	1,28	1,24	1,08	SI	5
Aquifoliaceae	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Caúna	12,6	12	11,3	10,5	SI	5
Bignoniaceae	<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	Ipê Amarelo	0,04	0,04	0,04	0,04	SI	5
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba	3,16	3,36	3,36	3,4	SI	5
Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Monjoleiro	0,8	0,88	0,96	1,04	SI	5
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumã	0,08	0,08	0,08	0,08	SI	5

Lamiaceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Canela-amarela	35,6	34,8	33,7	32	SI	5
Lamiaceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-imbuia	16,9	17,2	17,4	17,3	SI	5
Lamiaceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-guaicá	13,8	13,3	12,9	12,6	SI	5
Lamiaceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Canela-lageana	0	0	0	0,08	SI	5
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca	0,28	0,4	0,48	0,4	SI	5
Myrsinaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Capororoca-vermelha	0	0	0	0,04	SI	5
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororocão	23,2	21,6	19,4	16,7	SI	5
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Uvaia	0,16	0,16	0,16	0,2	SI	5
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	0,36	0,28	0,24	0,2	SI	5
Rutaceae	<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R. S. Cowan) P.G. Waterman	Juvevê	0,48	0,52	0,48	0,48	SI	5
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatunga-branca	35,1	33,4	32,7	31	SI	5
Fabaceae	<i>Inga virescens</i> Benth.	Ingá-banana	1,56	1,56	1,64	1,64	SI	6
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W. C. Burger et al.	Cincho	0,04	0,04	0,04	0,04	SI	6
Myrtaceae	<i>Curitiba prismatica</i> (D.Legrand) Salywon & Landrum	Murteira	4,28	4,6	4,72	5,16	SI	6
Cunoniaceae	<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	Gramimunha	0	0	0,04	0	SI	7
Fabaceae	<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W. Grimes	Farinha-seca	0,28	0,28	0,28	0,28	SI	7
Fabaceae	<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	Canafistula	0,72	0,72	0,72	0,68	SI	7
Fabaceae	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	Jacarandá	9,8	9,76	9,48	8,88	SI	7
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Sapuva	3,52	2,8	2,8	2,68	SI	7
Fabaceae	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Coronheira	0,08	0,08	0,08	0,08	SI	7
Lamiaceae	<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Canela-alho	0,4	0,36	0,36	0,32	SI	7
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St. - Hil.	Dedaleiro	1	0,96	0,92	0,88	SI	7
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Sete-capote	0,08	0,08	0,08	0,08	SI	7
Myrtaceae	<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) Legrand	Perta-Goela	0	0	0,04	0,04	SI	7
Myrtaceae	<i>Myrcia lajeana</i> D. Legrand	Guamirim-cascudo	0,08	0,2	0,4	0,4	SI	7
Rutaceae	<i>Citrus xaurantium</i> L.	Laranjeira	0,08	0,12	0,12	0,12	SI	7
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Espeteiro	0,04	0,04	0,04	0,04	SI	7
Salicaceae	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Guaçatunga-da-graúda	1,52	1,96	2,28	2,32	SI	7
Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Guaçatunga-vermelha	5,04	5,28	5,28	5,64	SI	7
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatunga-preta	12	12,8	14	14,3	SI	7

Winteraceae	<i>Drimys angustifolia</i> Miers	Cataia_2	0	0	0	0,04	SI	7
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Cataia	2,56	2,56	2,4	2,28	SI	7
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St. - Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Vacum	4,84	5,72	6,12	6,32	SI	8
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	0,76	0,64	0,6	0,48	ST	1
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	0,56	0,56	0,56	0,64	ST	2
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Murta	0	0	0,04	0,08	ST	2
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	Guabiropa	6	6,24	6,4	6,36	ST	2
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Cuvatã	1,84	1,8	1,92	1,92	ST	2
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Miguel-pintado	18	17	15,8	15	ST	2
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Canela-raposa	6,2	5,32	4,48	3,96	ST	3
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Erva-mate	59,4	55,4	52,8	51,8	ST	5
Lamiaceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Canela-pimenta	9	8,92	8,84	8,84	ST	5
Picramniaceae	<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	Pau-amargo	0,2	0,24	0,24	0,2	ST	5
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Guatambu-leite	1,16	1,28	1,32	1,32	ST	5
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	Sapopema	4,92	4,6	4,36	4,08	ST	6
Lamiaceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Sassafrás	51,6	52,1	52,4	52,5	ST	6
Lamiaceae	<i>Persea major</i> (Meisn) L. E. Kopp	Pau-de-andrade	0,76	0,72	0,72	0,64	ST	6
Meliaceae	<i>Cedrela lilloi</i> C. DC.	Cedrilho	0,04	0,04	0,04	0,04	ST	6
Myrtaceae	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	Caingá	9,4	9,96	11,2	11,7	ST	6
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	Vacum-de-folha-larga	1,04	1,16	1,16	1,68	ST	6
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucária	41,9	42	42,1	42,1	ST	7
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R. A. Howard	Congonha	0,04	0,04	0	0	ST	7
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	Espinheira-Santa-falsa	0,04	0,04	0,16	0,2	ST	7
Celastraceae	<i>Maytenus muelleri</i> Schw.	Espinheira-santa-verdadeira	0,2	0,24	0,24	0,36	ST	7
Lamiaceae	<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Canela-branca	2,52	2,4	2,4	2,32	ST	7
Lamiaceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-pimenta 2	1,36	1,48	2,04	2	ST	7
Lamiaceae	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Canela-preta	0,6	0,6	0,6	0,68	ST	7
Moraceae	<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	Figueira	0,2	0,2	0,16	0,16	ST	7
Myrtaceae	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Guamirim-abacate	0,2	0,2	0,16	0,12	ST	7
Myrtaceae	<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	Jaboticabeira	1,56	1,56	1,56	1,56	ST	7

Rubiaceae	<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg.	Cinzeiro-preto	19,8	22,1	24,9	26,1	ST	7
Rubiaceae	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Jasmim-verdadeiro	5,12	4,96	5,24	5,92	ST	7
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Véu-de-noiva	0,16	0,4	0,44	0,76	ST	7
Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos	Cambroé	0,24	0,28	0,28	0,4	ST	7
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Maria-preta	1,56	1,76	2,12	2,24	ST	7
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Guatambu	3,68	4,04	4,12	4,04	ST	7
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	Sete-Sangria	0,08	0,08	0,08	0,04	ST	7
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Mandiocão	1,28	1,16	1	1,04	ST	8
Simaroubaceae	<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Eichler	Tenente-José	2,2	2,2	2,4	2,44	ST	8

**GE**= Grupos ecológicos; **RB**= Referências Bibliográficas; 1= CARVALHO, (2003); 2= CARVALHO, (2006); 3= CARVALHO, (2008); 4= LORENZI, (2002); 5= MOSCOVICH, (2006); 6= ROIK, (2012); 7= SAWCZUK, (2009) e 8= VACCARO, (2002).

## APÊNDICE D

Função discriminante linear de Fisher.

Espécies	Função	
	1	2
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	<b>0,392</b>	0,186
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D.Jackson	0,133	<b>-0,193</b>
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W.Grimes	-0,051	<b>-0,121</b>
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	<b>0,119</b>	0,062
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	<b>-0,122</b>	0,102
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	-0,029	<b>0,117</b>
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	<b>-0,185</b>	0,011
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	<b>-0,267</b>	0,004
<i>Baccharis semisserata</i> DC.	<b>-0,17</b>	-0,03
<i>Banara tomentosa</i> Clos	<b>-0,099</b>	-0,039
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	-0,047	<b>0,113</b>
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	0,129	<b>0,429</b>
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	<b>0,021</b>	-0,017
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	<b>-0,297</b>	0,023
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	<b>-0,07</b>	0,02
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	0,034	<b>0,114</b>
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	-0,26	<b>0,329</b>
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	-0,092	<b>0,21</b>
<i>Cedrela lilloi</i> C.DC.	0,19	<b>-0,215</b>
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	<b>-0,18</b>	0,091
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	<b>0,075</b>	-0,018
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	0,087	<b>0,237</b>
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	-0,003	<b>0,169</b>
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart. ex Nees) Kosterm.	-0,077	<b>0,288</b>
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck.	<b>-0,171</b>	0,058
<i>Clethra scabra</i> Pers.	0,182	<b>0,255</b>
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	<b>-0,251</b>	0,031
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	-0,022	<b>0,126</b>
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	-0,181	<b>-0,201</b>
<i>Curitiba prismatica</i> (D.Legrand) Salywon & Landrum	0,097	<b>0,226</b>
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	0,013	<b>0,157</b>
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	<b>0,405</b>	-0,053
<i>Drimys angustifolia</i> Miers	<b>-0,422</b>	-0,041
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	<b>0,365</b>	-0,094
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	<b>-0,187</b>	-0,029
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	<b>0,049</b>	-0,017
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	<b>-0,176</b>	-0,007
<i>Eugenia uniflora</i> L.	<b>-0,069</b>	-0,038
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	0,086	<b>0,3</b>

<i>Ilex dumosa</i> Reissek	0,084	<b>0,145</b>
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	<b>-0,261</b>	0,173
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	0,034	<b>0,145</b>
<i>Inga virescens</i> Benth.	<b>0,154</b>	-0,076
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	0,133	<b>-0,254</b>
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	<b>-0,082</b>	0,064
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	<b>0,159</b>	0,106
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	<b>0,389</b>	0,152
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	-0,113	<b>0,132</b>
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	<b>0,01</b>	0,002
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	-0,093	<b>0,171</b>
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	0,031	<b>0,22</b>
<i>Maytenus grandiflora</i> Reissek	-0,028	<b>0,294</b>
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	<b>0,021</b>	0,013
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	<b>-0,025</b>	0,01
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	<b>0,307</b>	0,12
<i>Myrcia lajeana</i> D.Legrand	0,175	<b>-0,335</b>
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	0,05	<b>0,164</b>
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	<b>0,181</b>	-0,033
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	<b>-0,174</b>	-0,029
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	0,13	<b>0,289</b>
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	<b>0,103</b>	-0,021
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	<b>-0,227</b>	0,015
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	-0,139	<b>-0,235</b>
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	-0,079	<b>0,523</b>
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	<b>-0,202</b>	-0,159
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	0,055	<b>0,218</b>
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	0,017	<b>0,3</b>
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	0,005	<b>0,448</b>
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	<b>0,239</b>	-0,212
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	-0,234	<b>-0,264</b>
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Eichler	<b>-0,255</b>	-0,068
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	0,02	<b>-0,211</b>
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén	-0,075	<b>-0,143</b>
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	<b>-0,118</b>	-0,089
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	<b>0,076</b>	-0,035
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0,1	<b>-0,12</b>
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	-0,006	<b>0,153</b>
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	0,026	<b>0,113</b>
<i>Randia ferox</i> DC.	<b>-0,253</b>	-0,064
<i>Roupala montana</i> Aubl.	0,009	<b>-0,187</b>
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	<b>-0,312</b>	-0,09
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0,171	<b>0,293</b>
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	<b>0,049</b>	0,024



<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	<b>0,335</b>	-0,105
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	-0,079	<b>-0,289</b>
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	<b>0,295</b>	0,292
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	0	<b>0,207</b>
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	<b>-0,172</b>	0,099
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	0,085	<b>-0,241</b>
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	-0,095	<b>0,145</b>
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	<b>-0,24</b>	-0,008
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	<b>0,314</b>	0,263
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	<b>0,198</b>	0,007
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	-0,039	<b>-0,276</b>
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	<b>0,134</b>	-0,06
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H.Rob.	-0,04	<b>-0,133</b>
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	-0,022	<b>0,111</b>
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	<b>-0,263</b>	0,074
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	-0,084	<b>0,314</b>
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0,061	<b>0,276</b>

## APÊNDICE E

Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano<sup>-1</sup>) por espécie correspondente ao período de 2002 a 2011.

Nome Científico	Incremento em di ano <sup>-1</sup> (2002-2011)								
	Mín.	Méd.	Máx.	DP	CV	N. ha <sup>-1</sup>	T. P	T.P.A.	G.E.
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	0,7604	0	0	0	0	0,04	*	*	C
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	0,0566	0,3656	0,7604	0,2421	66,21	0,32	109,41	65,82	C
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	0	0,1619	0,6013	0,1268	78,32	5,68	247,07	138,55	C
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	0,1768	0	0	0	0	0,04	*	*	C
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	0,099	0,1114	0,1238	0,0175	15,71	0,08	359,07	310,32	C
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	0,0141	0,1737	0,5199	0,1365	78,59	1,2	230,28	128,95	C
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	-0,0035	0,1047	0,4209	0,0957	91,34	5,28	382,04	199,60	C
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	-0,0248	0,2407	1,3793	0,2765	114,86	18,76	166,18	77,34	C
<i>Roupala montana</i> Aubl.	0,0354	0,1981	0,4951	0,1159	58,51	0,8	201,92	127,39	C
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D.Jackson	-0,0106	0,1928	0,3855	0,176	91,33	0,16	207,47	108,46	P
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0,4315	0,6189	0,725	0,1227	19,83	0,2	64,63	53,94	P
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0	0,2178	1,1388	0,2211	101,55	14,52	183,65	91,14	P
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	-0,0177	0,1011	0,5305	0,1331	131,66	11,6	395,65	170,79	P
<i>Clethra scabra</i> Pers.	-0,0531	0,2096	1,1141	0,2357	112,44	4,04	190,84	89,83	P
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	0,2122	0	0	0	0	0,04	*	*	P
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	0,0672	0,3019	0,9019	0,2233	73,96	1,08	132,49	76,16	P
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	0,6189	0	0	0	0	0,04	*	*	P
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	0,3501	0,5036	0,7781	0,1699	33,74	0,2	79,43	59,39	P
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	-0,0354	0,0982	0,4916	0,1247	127,05	6,12	407,33	179,45	P
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén	0,1415	0,4843	1,3369	0,2442	50,43	1,32	82,59	54,91	P
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	0,1061	0,4557	1,0398	0,2448	53,73	0,48	87,78	57,10	P
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	0,0354	0,1754	0,3006	0,108	61,59	0,2	228,05	141,14	P
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0	0,0961	0,3714	0,0995	103,58	0,96	416,23	204,50	P
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	0,0354	0,2281	0,4209	0,2726	119,5	0,08	175,36	79,89	P
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	0,4704	0	0	0	0	0,04	*	*	P

<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	0,0955	0,2122	0,3325	0,1117	52,64	0,2	188,50	123,49	P
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	0,1203	0	0	0	0	0,04	*	*	P
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	0,0354	0,3446	1,1035	0,2765	80,23	1,36	116,08	64,40	P
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H.Rob.	-0,0071	0,2389	0,9019	0,2435	101,92	1,6	167,43	82,92	P
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	0	0,1061	0,3643	0,097	91,43	0,72	377,00	196,95	P
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W.Grimes	0,1344	0,341	0,6154	0,1803	52,86	0,28	117,30	76,73	SI
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	0,0035	0,1021	0,4067	0,0999	97,79	4,56	391,77	198,02	SI
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	0,0283	0,1256	0,2228	0,1375	109,55	0,08	318,47	152,03	SI
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	0,0106	0,1291	0,2476	0,1676	129,8	0,08	309,84	134,82	SI
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	-0,0707	0,0811	0,6437	0,1463	180,32	28,24	493,22	175,90	SI
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	0,191	0	0	0	0	0,04	*	*	SI
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	0,0177	0,1524	0,4527	0,1089	71,45	1,24	262,47	153,08	SI
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	0	0,139	0,5058	0,1143	82,21	5,12	287,77	157,92	SI
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0,0177	0,1723	0,6967	0,1494	86,74	11,2	232,15	124,34	SI
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	0,0707	0,1322	0,336	0,0691	52,22	0,72	302,57	198,71	SI
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	0,0141	0,2248	0,5022	0,1823	81,08	0,28	177,94	98,26	SI
<i>Curitiba prismatica</i> (D.Legrand) Salywon & Landrum	0	0,1361	0,4775	0,101	74,21	3,88	293,90	168,71	SI
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	-0,0177	0,0929	0,8488	0,1624	174,82	8,48	430,57	156,68	SI
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	-0,0177	0,1791	0,5482	0,1353	75,53	2,12	223,34	127,23	SI
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	0,1061	0,2275	0,4173	0,1665	73,18	0,12	175,82	101,52	SI
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,0354	0,1477	0,29	0,1114	75,45	0,16	270,82	154,38	SI
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	0,0141	0	0	0	0	0,04	*	*	SI
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	0,0531	0,1926	0,4067	0,1008	52,36	0,36	207,68	136,33	SI
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	-0,0177	0,1156	0,4598	0,1271	109,97	1,12	346,02	164,81	SI
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	-0,0248	0,0697	0,5659	0,1222	175,25	9,68	573,89	208,44	SI
<i>Inga virescens</i> Benth.	0,0354	0,2319	0,672	0,1705	73,54	1,48	172,49	99,40	SI
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	0	0,1572	0,6013	0,1687	107,35	3,12	254,45	122,74	SI
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	0,0495	0,1807	0,389	0,1025	56,71	0,84	221,36	141,24	SI
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	0,0283	0,1549	0,3183	0,1097	70,8	0,2	258,23	151,17	SI
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	-0,0354	0,1629	0,5906	0,1478	90,73	0,84	245,55	128,74	SI

<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	-0,0354	0,1503	0,725	0,1614	107,38	2,64	266,13	128,33	SI
<i>Myrcia lajeana</i> D.Legrand	0,0495	0,1008	0,1521	0,0725	71,95	0,08	396,83	230,81	SI
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	-0,0389	0,1033	0,2299	0,1105	107	0,2	387,22	187,09	SI
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	-0,0177	0,0725	0,6366	0,135	186,21	15,36	551,72	192,77	SI
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	-0,1238	0,1003	1,2732	0,2124	211,81	32,64	398,80	127,92	SI
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	-0,0707	0,1483	1,5562	0,2046	137,9	15,72	269,72	113,35	SI
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	0	0,192	1,0823	0,2144	111,69	12,6	208,33	98,43	SI
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	0,389	0	0	0	0	0,04	*	*	SI
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	0,1096	0,4601	1,0929	0,2391	51,97	0,8	86,94	57,21	SI
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	-0,0495	0,1271	1,0964	0,1889	148,61	8,92	314,71	126,58	SI
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	0,046	0,1195	0,2122	0,0737	61,65	0,2	334,73	207,04	SI
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	0,3643	0	0	0	0	0,04	*	*	SI
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	-0,0531	0,0595	1,1601	0,2665	447,6	16,88	672,27	122,70	SI
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	0,099	0,1026	0,1061	0,005	4,88	0,08	389,86	371,75	SI
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	0,0354	0,2083	0,4209	0,1409	67,61	0,44	192,03	114,55	SI
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0,0248	0,1678	0,4951	0,1393	83,05	1	238,38	130,25	SI
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	0,0212	0,1804	0,389	0,1046	57,99	0,96	221,73	140,35	ST
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	-0,0071	0,1768	1,2202	0,251	141,97	41,32	226,24	93,50	ST
<i>Banara tomentosa</i> Clos	0,0354	0,0867	0,1485	0,0407	46,95	0,24	461,36	313,97	ST
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	0,046	0,3354	0,7427	0,2059	61,39	0,52	119,26	73,90	ST
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	-0,0531	0,2295	0,8665	0,1943	84,65	5,84	174,29	94,38	ST
<i>Cedrela lilloi</i> C.DC.	1,0009	0	0	0	0	0,04	*	*	ST
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	-0,0354	0,1989	0,6366	0,1444	72,61	3,52	201,11	116,52	ST
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	0,0177	0,215	0,5376	0,1333	62,02	1,08	186,05	114,84	ST
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart. ex Nees) Kosterm.	-0,0248	0,2779	0,8842	0,2166	77,96	2,12	143,94	80,89	ST
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck.	0,1203	0,1468	0,1733	0,0375	25,56	0,08	272,48	217,04	ST
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	0,0177	0,1005	0,6366	0,1237	123,16	16,6	398,01	178,41	ST
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	0	0,1448	0,6189	0,1525	105,36	1,8	276,24	134,54	ST
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	0,1026	0,344	0,7852	0,1671	48,59	1,56	116,28	78,26	ST
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	-0,0035	0,0755	0,2122	0,1189	157,6	0,12	529,80	205,76	ST

<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	0,0177	0,1103	0,2653	0,1165	105,56	0,2	362,65	176,37	ST
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	-0,1096	0,0831	0,9549	0,2012	242,27	47,4	481,35	140,70	ST
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	0,0354	0,1742	0,3572	0,1016	58,32	0,48	229,62	145,03	ST
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	-0,0354	0,0937	0,6189	0,1334	142,43	14,68	426,89	176,13	ST
<i>Maytenus grandiflora</i> Reissek	0,1592	0	0	0	0	0,04	*	*	ST
<i>Maytenus officinalis</i> Mabb.	0,0601	0,1874	0,4138	0,1335	71,21	0,2	213,45	124,65	ST
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	0	0,1207	0,5447	0,115	95,3	8,52	331,40	169,71	ST
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	0	0,1987	0,6897	0,1742	87,68	1,16	201,31	107,27	ST
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	-0,0035	0,1962	1,2909	0,2167	110,48	8,88	203,87	96,88	ST
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	0,0707	0,282	0,6189	0,1599	56,69	0,6	141,84	90,52	ST
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	-0,0707	0,0435	0,7604	0,1477	339,13	49,84	919,54	209,21	ST
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	0,0248	0,2102	0,5482	0,1781	84,73	0,64	190,29	103,01	ST
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	0,046	0,2462	0,4951	0,2016	81,91	0,2	162,47	89,33	ST
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Eichler	0,0283	0,2006	0,9019	0,1733	86,41	2,08	199,40	106,98	ST
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	0,0601	0,2616	0,5836	0,1479	56,54	1,56	152,91	97,68	ST
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	0,0424	0,4279	1,3051	0,2978	69,6	4,4	93,48	55,12	ST
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	0,2087	0,3015	0,5305	0,1536	50,93	0,16	132,67	87,89	ST
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	0	0,3813	1,2909	0,3542	92,89	0,88	104,90	54,38	ST
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	-0,0177	0,1379	0,8135	0,1452	105,3	4	290,07	141,29	ST
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	0,0177	0,2345	0,8877	0,2015	85,94	3,8	170,58	91,74	ST
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart. ex Miq.	0,382	0	0	0	0	0,04	*	*	ST

**Mín.**= Incremento mínimo; **Méd.**= Incremento médio; **Máx.**= Incremento máximo; **D.P.**= Desvio Padrão; **C.V.**= Coeficiente de variação; **N ha<sup>-1</sup>**= Número de indivíduos por hectare; **G.E.**= Grupo ecológico. **C**= Clímax; **P**= Pioneiras; **S.I.**= Secundárias Iniciais e **S.T.**= Secundárias Tardias; **T.P.**= Tempo de Passagem em anos (dap de 40 cm/Méd.) e **T.P.A**= Tempo de Passagem Acelerado em anos (dap de 40 cm/Méd. + D.P.)

## APÊNDICE F

Taxa de ingresso e mortalidade por espécie durante o período de 2002 à 2011.

Nome Científico	ing.05	ing.08	ing.11	Ing./ha	DA02	DoA02	DA11	DoA11	T.I.A.%	m.05	m.08	m.11	M/ha	T.M.A.%
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	0	0	0,04	0,08	0,0008	0,04	0,0003	5,56	0	1	1	0,08	22,22
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D.Jackson	0	0	1	0,04	0,24	0,0043	0,20	0,0048	1,85	0	0	2	0,08	4,44
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W.Grimes	0	0	0	0	0,28	0,0047	0,28	0,0068	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	22	17	9	1,92	4,84	0,0815	6,32	0,1072	4,41	0	7	4	0,44	0,77
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	3	2	13	0,72	1,04	0,0121	1,68	0,0220	7,69	0	2	0	0,08	0,53
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0	0	0	0	0,20	0,0585	0,20	0,0690	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	0	0	0	0	0,04	0,0003	0,00	0,0000	0,00	0	0	1	0,04	-
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	0	1	1	0,08	0,08	0,0012	0,16	0,0020	11,11	0	0	0	0	0,00
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	9	10	7	1,04	41,92	7,0681	42,12	8,1196	0,28	8	5	8	0,84	0,22
<i>Baccharis semisserata</i> DC.	0	0	1	0,04	0,00	0,0000	0,04	0,0005	-	0	0	0	0	0,00
<i>Banara tomentosa</i> Clos	1	0	3	0,16	0,24	0,0034	0,40	0,0059	7,41	0	0	0	0	0,00
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	0	1	1	0,08	0,00	0,0000	0,08	0,0008	-	0	0	0	0	0,00
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1	0	2	0,12	0,56	0,0266	0,64	0,0343	2,38	1	0	0	0,04	0,69
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	0	0	0	0	0,08	0,0017	0,08	0,0019	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	6	6	4	0,64	6,00	0,3001	6,36	0,3614	1,19	0	2	5	0,28	0,49
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	35	33	13	3,24	35,08	0,7540	31,04	0,7606	1,03	78	50	55	7,32	2,62
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	0	0	0	0	0,04	0,0006	0,04	0,0008	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	11	14	4	1,16	1,52	0,0260	2,32	0,0379	8,48	0	6	3	0,36	1,72
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	6	2	9	0,68	5,04	0,1737	5,64	0,2105	1,50	0	2	0	0,08	0,16
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	30	38	15	3,32	12,00	0,2569	14,28	0,3407	3,07	9	10	10	1,16	0,90
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	0	0	0	0	0,72	0,0267	0,68	0,0294	0,00	0	0	1	0,04	0,65
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	3	3	3	0,36	15,44	1,3201	14,88	1,5256	0,26	10	4	9	0,92	0,69
<i>Cedrela lilloi</i> C.DC.	0	0	0	0	0,04	0,0028	0,04	0,0047	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	9	2	2	0,52	3,68	0,0903	4,04	0,1148	1,57	0	0	4	0,16	0,44
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	3	1	2	0,24	1,16	0,0249	1,32	0,0302	2,30	0	0	2	0,08	0,67
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	4	5	1	0,4	14,24	0,6773	11,88	0,6167	0,31	29	25	16	2,8	2,62

<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	0	1	0	0,04	0,40	0,0186	0,32	0,0187	1,11	1	1	1	0,12	4,17
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	0	0	0	0	0,08	0,0025	0,04	0,0020	0,00	0	0	1	0,04	11,11
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart. ex Nees) Kosterm.	0	2	3	0,2	2,52	0,1713	2,32	0,1749	0,88	3	3	5	0,44	2,11
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	0	0	0	0	0,04	0,0004	0,00	0,0000	0,00	0	1	0	0,04	-
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck.	1	0	0	0,04	0,08	0,0007	0,12	0,0012	5,56	0	0	0	0	0,00
<i>Clethra scabra</i> Pers.	1	3	1	0,2	5,28	0,3384	4,08	0,3107	0,42	12	17	10	1,56	4,25
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	0	0	2	0,08	0,00	0,0000	0,08	0,0009	-	0	0	0	0	0,00
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	81	102	64	9,88	19,84	0,2631	26,12	0,3834	5,53	25	32	33	3,6	1,53
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	1	0	0	0,04	0,32	0,0171	0,36	0,0212	1,39	0	0	0	0	0,00
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	0	3	0	0,12	1,84	0,0474	1,92	0,0569	0,72	1	0	0	0,04	0,23
<i>Curitiba prismatica</i> (D.Legrand) Salywon & Landrum	12	7	15	1,36	4,28	0,0691	5,16	0,0890	3,53	4	5	4	0,52	1,12
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	6	6	0	0,48	9,80	0,2727	8,88	0,2647	0,54	7	13	15	1,4	1,75
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	5	9	4	0,72	1,56	0,0847	2,24	0,1135	5,13	0	0	1	0,04	0,20
<i>Drimys angustifolia</i> Miers	0	0	1	0,04	0,00	0,0000	0,04	0,0003	-	0	0	0	0	0,00
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	2	3	1	0,24	2,56	0,0478	2,28	0,0528	1,04	2	7	4	0,52	2,53
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	0	0	0	0	0,04	0,0019	0,04	0,0022	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	16	36	11	2,52	5,72	0,1194	8,12	0,1722	4,90	0	1	2	0,12	0,16
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	0	0	0	0	0,20	0,0036	0,12	0,0018	0,00	0	1	1	0,08	7,41
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	0	0	2	0,08	0,16	0,0102	0,20	0,0104	5,56	0	0	1	0,04	2,22
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0	0	1	0,04	0,36	0,0047	0,20	0,0024	1,23	2	1	2	0,2	11,11
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	0	0	0	0	0,20	0,0073	0,16	0,0077	0,00	0	1	0	0,04	2,78
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	0	0	0	0	0,04	0,0011	0,00	0,0000	0,00	0	1	0	0,04	-
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand	0	1	0	0,04	0,00	0,0000	0,04	0,0004	-	0	0	0	0	0,00
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	0	0	0	0	0,04	0,0035	0,04	0,0035	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	1	0	0	0,04	0,36	0,0093	0,40	0,0114	1,23	0	0	0	0	0,00
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	0	0	0	0	1,56	0,0389	1,08	0,0276	0,00	7	1	4	0,48	4,94
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	51	28	45	4,96	59,44	1,6056	51,84	1,5429	0,93	158	92	76	13,04	2,79
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	14	8	2	0,96	12,64	0,2668	10,48	0,2336	0,84	29	26	23	3,12	3,31
<i>Inga virescens</i> Benth.	1	2	1	0,16	1,56	0,0334	1,64	0,0437	1,14	1	0	1	0,08	0,54
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	6	0	1	0,28	3,16	0,0892	3,40	0,1068	0,98	1	0	0	0,04	0,13

<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	1	0	0	0,04	1,00	0,0402	0,88	0,0411	0,44	2	1	1	0,16	2,02
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	0	0	0	0	0,20	0,0089	0,20	0,0099	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	0	1	0	0,04	1,80	0,1201	1,12	0,0797	0,25	11	4	3	0,72	7,14
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	0	0	0	0	1,24	0,0872	0,84	0,0772	0,00	3	6	1	0,4	5,29
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	0	1	0	0,04	0,04	0,0010	0,08	0,0022	11,11	0	0	0	0	0,00
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	0	0	0	0	0,76	0,0312	0,48	0,0248	0,00	3	1	3	0,28	6,48
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	0	1	0	0,04	3,52	0,1314	2,68	0,1174	0,13	18	1	3	0,88	3,65
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	5	0	2	0,28	17,96	1,1830	15,04	1,1217	0,17	31	33	21	3,4	2,51
<i>Maytenus grandiflora</i> Reissek	0	3	1	0,16	0,04	0,0021	0,20	0,0038	44,44	0	0	0	0	0,00
<i>Maytenus officinalis</i> Mabb.	1	0	3	0,16	0,20	0,0033	0,36	0,0054	8,89	0	0	0	0	0,00
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	0	0	31	1,24	1,08	0,0936	1,44	0,0350	12,76	13	3	6	0,88	6,79
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	0	0	0	0	0,04	0,0004	0,04	0,0005	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	2	1	0	0,12	0,08	0,0018	0,20	0,0031	16,67	0	0	0	0	0,00
<i>Myrcia hebetata</i> DC.	23	40	20	3,32	9,40	0,1347	11,68	0,1866	3,92	9	9	8	1,04	0,99
<i>Myrcia lajeana</i> D.Legrand	3	5	0	0,32	0,08	0,0011	0,40	0,0043	44,44	0	0	0	0	0,00
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	19	23	4	1,84	8,80	0,1405	7,96	0,1302	2,32	22	22	25	2,76	3,85
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	4	0	3	0,28	1,24	0,0209	1,48	0,0345	2,51	0	0	1	0,04	0,30
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	45	38	26	4,36	6,28	0,0963	9,56	0,1420	7,71	8	8	11	1,08	1,26
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	0	0	6	0,24	0,00	0,0000	0,24	0,0020	-	0	0	0	0	0,00
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	3	3	0	0,24	0,28	0,0102	0,40	0,0117	9,52	0	1	2	0,12	3,33
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	0	0	1	0,04	0,00	0,0000	0,04	0,0003	-	0	0	0	0	0,00
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	19	7	9	1,4	23,16	0,5016	16,68	0,3848	0,67	57	64	78	7,96	5,30
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	12	7	5	0,96	35,64	1,8099	31,96	1,8273	0,30	32	39	54	5	1,74
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	17	20	9	1,84	16,88	0,9347	17,32	1,0010	1,21	11	11	13	1,4	0,90
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	5	17	1	0,92	1,36	0,0610	2,00	0,0722	7,52	2	3	2	0,28	1,56
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	2	0	3	0,2	9,00	0,7075	8,84	0,8030	0,25	3	2	4	0,36	0,45
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	0	0	2	0,08	0,60	0,0201	0,68	0,0262	1,48	0	0	0	0	0,00
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	25	23	30	3,12	51,64	1,4952	52,52	1,6721	0,67	13	16	26	2,2	0,47
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	2	3	2	0,28	17,24	2,5034	17,08	2,8573	0,18	6	2	7	0,6	0,39
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	0	1	1	0,08	13,84	1,4198	12,56	1,4479	0,06	13	11	10	1,36	1,20



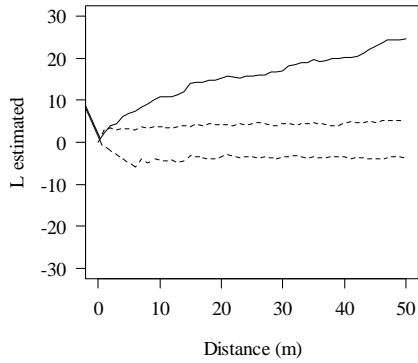
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	0	0	2	0,08	0,00	0,0000	0,08	0,0010	-	0	0	0	0	0,00
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	1	0	0	0,04	0,08	0,0019	0,08	0,0013	5,56	0	1	0	0,04	5,56
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	2	2	2	0,24	0,80	0,0589	1,04	0,0774	3,33	0	0	0	0	0,00
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	0	0	0	0	0,76	0,0536	0,64	0,0519	0,00	1	0	2	0,12	2,08
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	1	0	0	0,04	0,20	0,0029	0,20	0,0040	2,22	0	0	1	0,04	2,22
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Eichler	2	6	2	0,4	2,20	0,0359	2,44	0,0445	2,02	2	1	1	0,16	0,73
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén	0	0	13	0,52	2,24	0,1243	1,84	0,1018	2,58	11	4	8	0,92	5,56
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	2	0	11	0,52	0,60	0,0159	1,00	0,0248	9,63	0	1	2	0,12	1,33
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	0	0	0	0	1,56	0,0491	1,56	0,0623	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	19	13	2	1,36	13,16	0,3842	10,24	0,2730	1,15	50	39	19	4,32	4,69
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	6	13	20	1,56	5,12	0,1733	5,92	0,2401	3,39	10	6	3	0,76	1,43
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	1	0	0	0,04	0,24	0,0119	0,24	0,0108	1,85	0	0	1	0,04	1,85
<i>Randia ferox</i> DC.	0	0	1	0,04	0,08	0,0016	0,04	0,0005	5,56	0	0	2	0,08	22,22
<i>Raulinoreitzia leptophloeobia</i> (B.L.Rob.) R.M.King & H.Rob.	0	0	1	0,04	0,00	0,0000	0,04	0,0005	-	0	0	0	0	0,00
<i>Roupala montana</i> Aubl.	0	0	1	0,04	1,00	0,0407	0,84	0,0346	0,44	4	0	1	0,2	2,65
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	6	1	9	0,64	0,16	0,0031	0,76	0,0098	44,44	0	0	1	0,04	0,58
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2	0	1	0,12	1,08	0,0194	1,08	0,0200	1,23	0	2	1	0,12	1,23
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	0	1	4	0,2	1,28	0,0903	1,04	0,0758	1,74	3	5	3	0,44	4,70
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	1	1	0	0,08	0,20	0,0038	0,28	0,0055	4,44	0	0	0	0	0,00
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	1	0	0	0,04	4,92	0,2382	4,08	0,2331	0,09	9	5	8	0,88	2,40
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	0	0	0	0	0,08	0,0011	0,08	0,0015	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	0	3	0	0,12	0,04	0,0004	0,16	0,0021	33,33	0	0	0	0	0,00
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	2	0	1	0,12	0,36	0,0048	0,32	0,0044	3,70	0	3	1	0,16	5,56
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	0	0	0	0	0,04	0,0004	0,04	0,0006	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	1	0	0	0,04	0,04	0,0004	0,08	0,0009	11,11	0	0	0	0	0,00
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	2	2	1	0,2	6,20	0,2808	3,96	0,1692	0,36	24	23	14	2,44	6,85
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	14	1	15	1,2	18,00	0,7327	18,08	0,7687	0,74	11	8	9	1,12	0,69
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	1	1	3	0,2	0,04	0,0013	0,12	0,0012	55,56	1	1	1	0,12	11,11
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart. ex Miq.	0	0	0	0	0,08	0,0011	0,04	0,0012	0,00	0	0	1	0,04	11,11
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	0	1	0	0,04	0,00	0,0000	0,04	0,0017	-	0	0	0	0	0,00

<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	0	1	0	0,04	0,00	0,0000	0,04	0,0003	-	0	0	0	0	0,00
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	5	1	8	0,56	2,00	0,0821	1,88	0,0710	3,11	5	5	7	0,68	4,02
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H.Rob.	5	0	1	0,24	4,24	0,1656	1,88	0,0696	0,63	31	19	15	2,6	15,37
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	0	0	0	0	0,08	0,0035	0,08	0,0038	0,00	0	0	0	0	0,00
<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	0	1	0	0,04	0,00	0,0000	0,00	0,0000	-	0	0	1	0,04	-
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	1	1	1	0,12	0,72	0,0093	0,84	0,0120	1,85	0	0	0	0	0,00
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	1	0	0	0,04	0,48	0,0165	0,48	0,0185	0,93	0	1	0	0,04	0,93
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0	1	0	0,04	1,28	0,0523	1,04	0,0513	0,35	1	4	2	0,28	2,99

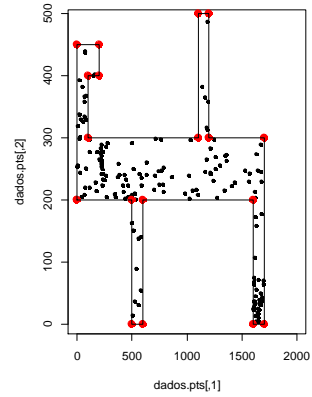
**Ing./05, 08, 11**= Ingresso no período por espécie; **Ing./ha**= Ingresso/ ha; **DA/ 02, 11**= Densidade absoluta no período de 2002 e 2011; **DoA/ 02, 11**= Área Basal da espécie ha<sup>-1</sup> no período de 2002 e 2011; **T.I.A.%**= Taxa de ingresso anual no período de 9 anos; **m./ 05, 08, 11**= Mortalidade no período; **T.M.A.%**= Taxa de mortalidade anual no período de 9 anos.

## APÊNDICE G

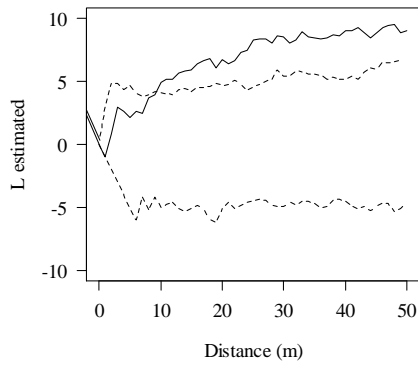
Análise da distribuição espacial de todas as classes de diâmetro da espécie *Araucaria angustifolia*, utilizando a função  $K$  de Ripley univariada.



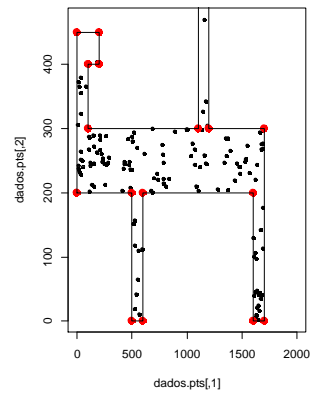
a



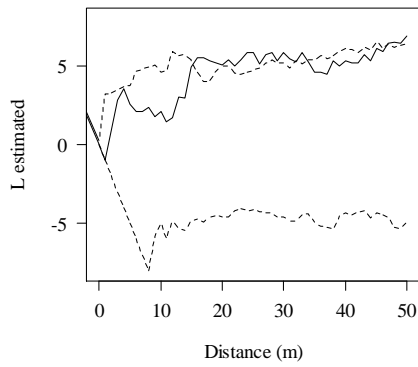
b



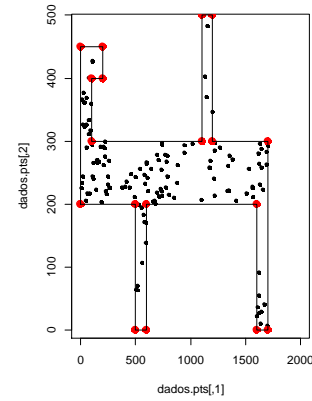
c



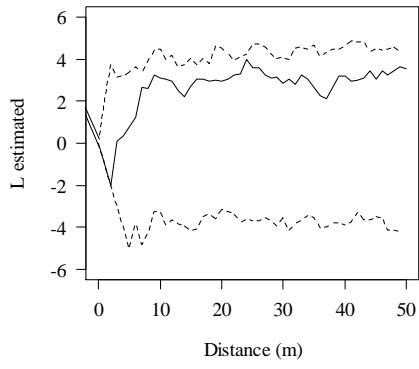
d



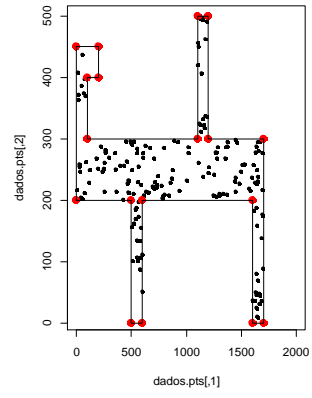
e



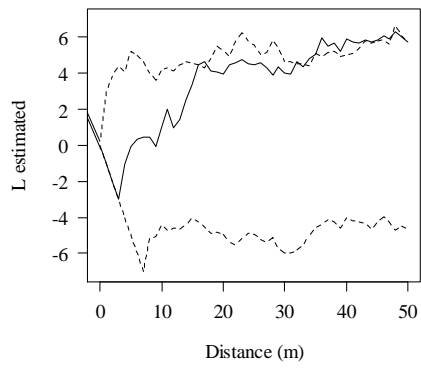
f



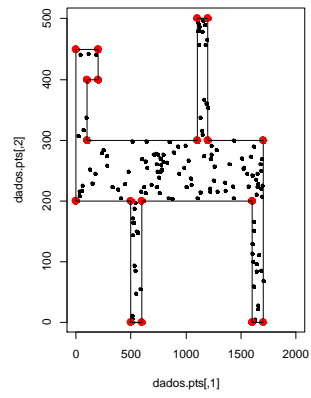
*g*



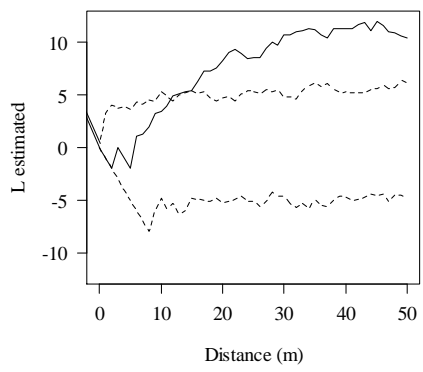
*h*



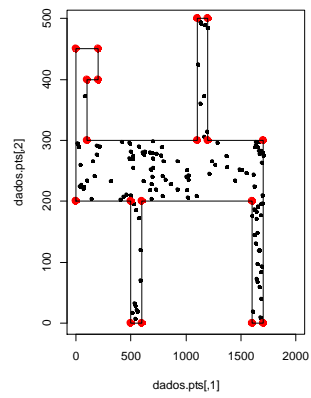
*i*



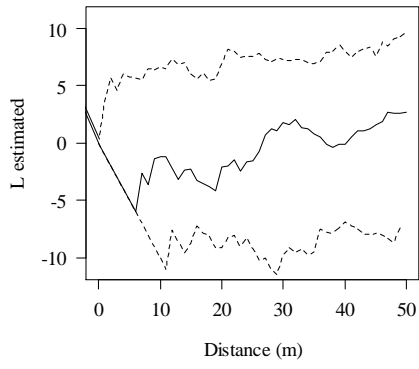
*j*



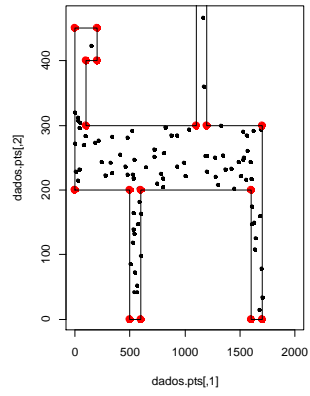
*k*



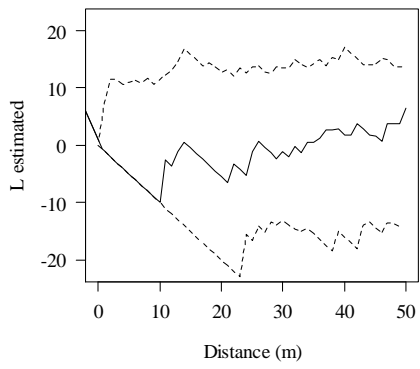
*l*



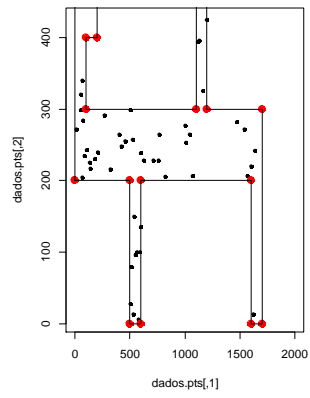
*m*



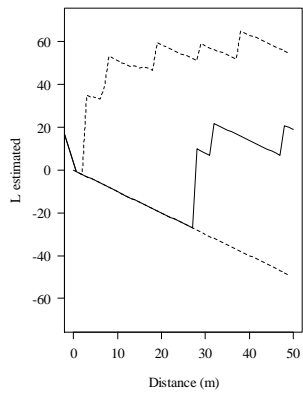
*n*



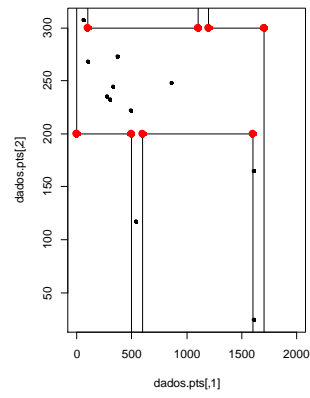
*o*



*p*



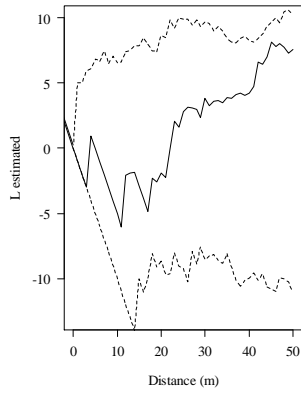
*q*



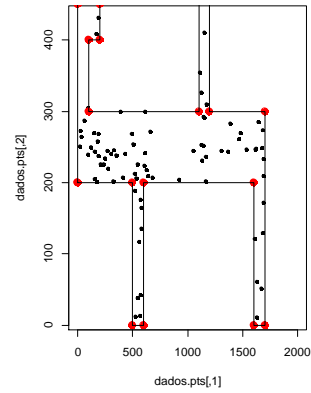
*r*

## APÊNDICE H

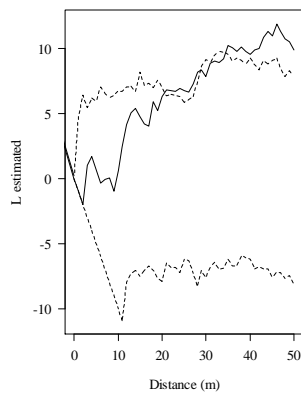
Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos das classes de DAP da espécie *Cedrela fissilis*, utilizando a Função  $K$  de Ripley univariada.



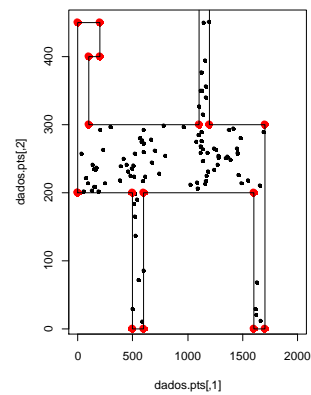
a



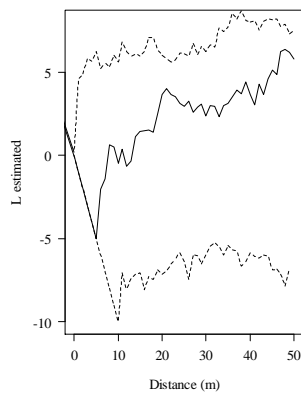
b



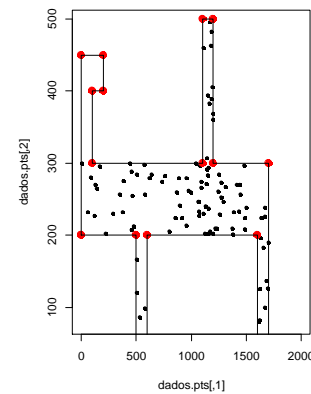
c



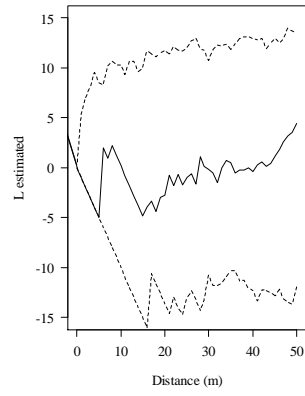
d



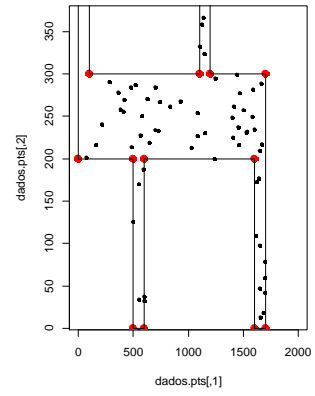
e



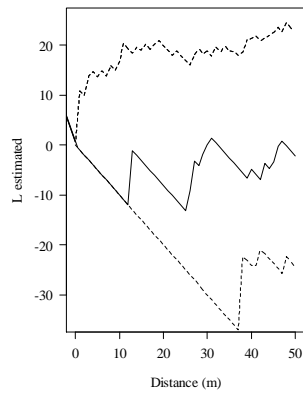
f



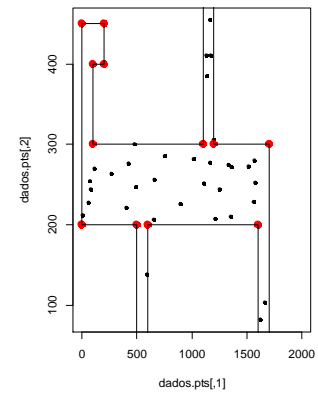
*g*



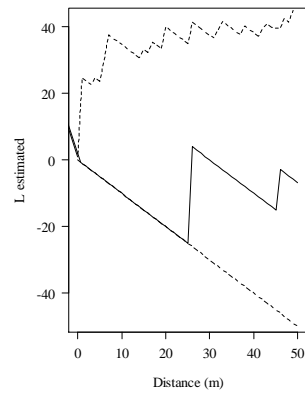
*h*



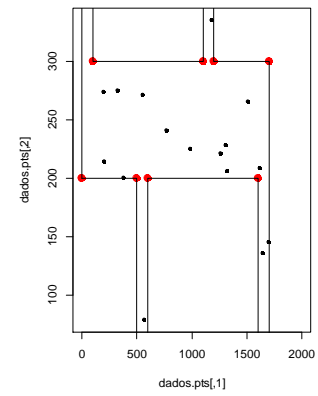
*i*



*j*



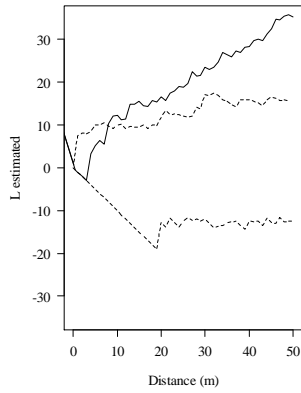
*k*



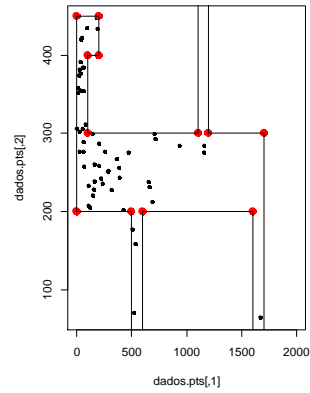
*l*

## APÊNDICE I

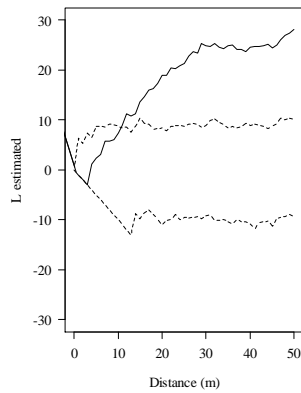
Análise da distribuição espacial de todos os indivíduos das classes de DAP da espécie *Ocotea porosa*, utilizando a Função *K* de Ripley univariada.



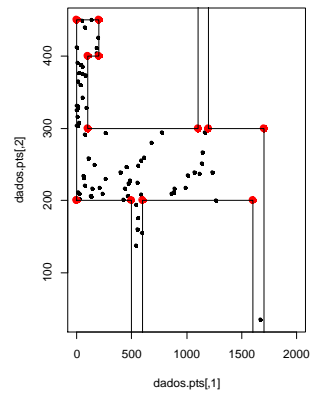
*a*



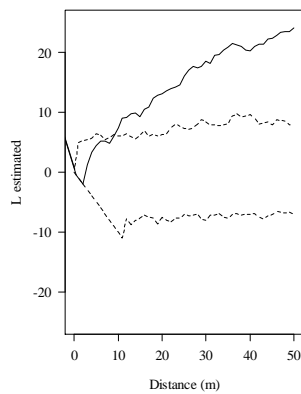
*b*



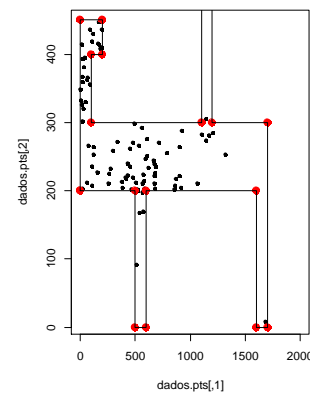
*c*



*d*

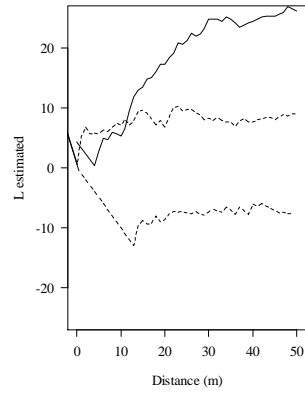
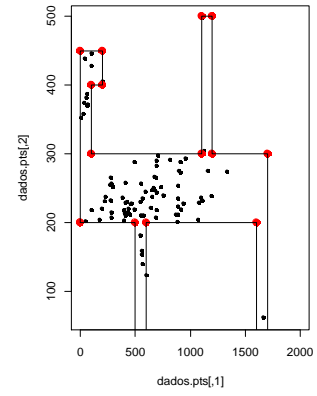
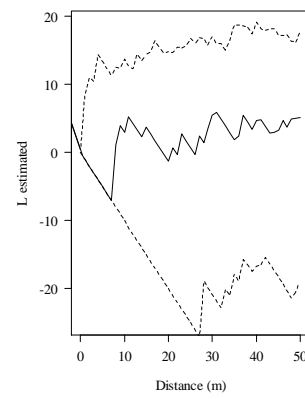
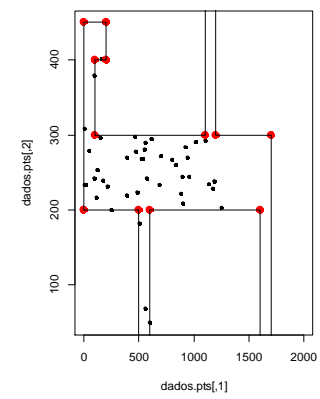
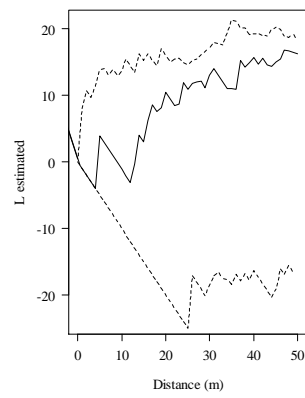
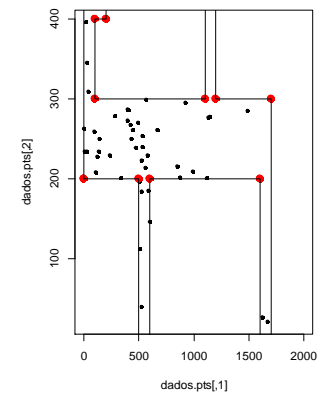


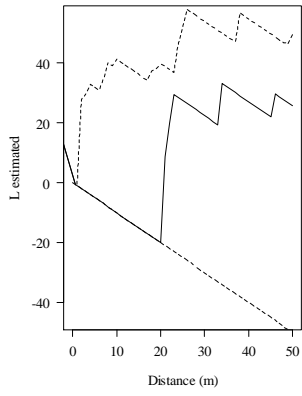
*e*



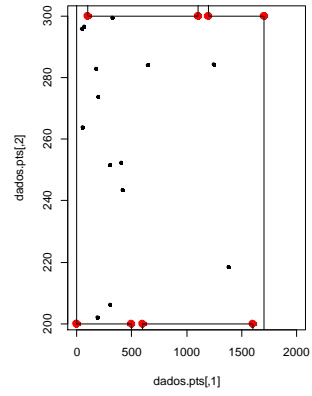
*f*



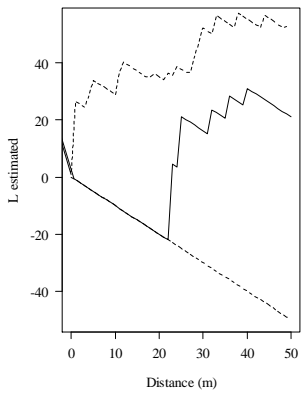
*g**h**i**j**k**l*



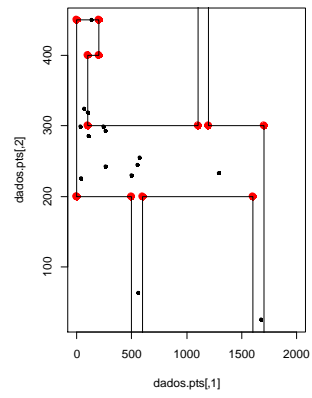
*m*



*n*



*o*



*p*