



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

TESE DE DOUTORADO

**GEOESTATÍSTICA APLICADA AO ESTUDO DA VARIABILIDADE DE
ESPÉCIES NATIVAS EM FRAGMENTOS DO CERRADO
BRASILEIRO NO ESTADO DE SÃO PAULO**

DÉBORA ANDRÉIA NEVES

Maio de 2013, A Coruña



TESIS DOCTORAL

**GEOESTATÍSTICA APLICADA AO ESTUDO DA VARIABILIDADE DE
ESPÉCIES NATIVAS EM FRAGMENTOS DO CERRADO
BRASILEIRO NO ESTADO DE SÃO PAULO**

Presentada por:

DÉBORA ANDRÉIA NEVES

Directores:

José Manuel Mirás Avalos

Jorge Paz Ferreira

A Coruña – Mayo de 2013



Dn. **José Manuel Mirás Avalos**, Investigador del programa “Isidro Parga Pondal” de la Estación de Viticultura y Enología de Galicia (EVEGA) en Leiro, Orense y Dn. **Jorge Paz Ferreiro**, Investigador del programa “Juan de la Cierva” del departamento de Edafología de la Universidad Politécnica de Madrid (UMP),

CERTIFICAN:

Que la presente Memoria titulada **“Geoestatística Aplicada ao Estudo da Variabilidade de Espécies Nativas em Fragmentos do Cerrado Brasileiro no Estado de São Paulo”** que para optar al grado de Doctor por la Universidade da Coruña presenta **Dña Débora Andréia NEVES**, ha sido realizada en colaboración con la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidade Estadual Paulista (UNESP en Brasil y con la Facultad de Ciencias de la Universidad de A Coruña (UDC) bajo nuestra dirección y supervisión.

Considerando que constituye trabajo de *Tesis Doctoral*, autorizamos su presentación en el Instituto Universitario de Xeoloxía de la Universidade da Coruña.

Y para que así conste, expedimos el presente certificado en A Coruña, a 21 de Mayo de 2013.

Fdo.
José Manuel Mirás Avalos

Fdo.
Jorge Paz Ferreiro

APRESENTAÇÃO

A presente pesquisa é o resultado do trabalho em conjunto com o Departamento de Edafologia da Faculdade de Ciências da Universidad Da Coruña, tendo como seu representante o Prof. Dr. Antonio Paz Gonzalez e do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agronômicas da Universidade Estadual Paulista – FCA/UNESP Campus Botucatu, tendo como representante o Prof. Dr. Kleber Pereira Lanças. Realizou-se esta pesquisa por meio do convênio firmado entre a FCA/UNESP e a Empresa Duraflora/Duratex S/A, tendo como representante o Sr. José Luis da Silva Maia.

AGRADECIMENTOS

Aos Pesquisadores Dr. José Manuel Mirás Avalos, Jorge Paz Ferreiro, ao Professor Kléber Pereira Lanças e a Professora Dra. Vera Lex Engel, pela orientação, pelos ensinamentos, pelos exemplos, pelos incentivos e, acima de tudo, pelo brilhante profissionalismo e pela amizade demonstrada ao longo do curso.

Aos Professores e Técnicos da Universidade da Coruña – Faculdade de Ciências, área de Edafologia e Química Agrícola pelos ensinamentos e dedicação ao ensino e pesquisa.

À Faculdade de Ciências, área de Edafologia e Química Agrícola Universidade da Coruña, pela concessão de vaga e pelas condições de trabalho oferecidas ao longo do curso.

Aos servidores da Faculdade de Ciências Agronômicas da Universidade Estadual Paulista – FCA/UNESP, que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização desse trabalho.

À meu marido Fábio Lemos pela paciência e longos momentos distantes no tempo em que estive na Espanha. A todos os meus familiares, em especial minha mãe e meu pai por sempre me incentivarem e apoiarem nesta minha jornada.

A Deús... bela benção de poder realizar meus sonhos.

Geoestadística Aplicada al Estudio de la Variabilidad Espacial de Especies Nativas en Fragmentos del Cerrado Brasileño en el Estado de São Paulo

RESUMEN

Los ecosistemas forestales contienen una gran biodiversidad y, por esta razón, juegan un papel importante como bancos de diversidad. La rápida destrucción de estos ecosistemas es una gran amenaza para la conservación del medio ambiente. En Brasil y en concreto en el estado de São Paulo, el aumento en el uso agrícola del suelo a partir del siglo XVIII implicó una deforestación del terreno. Como consecuencia, el terreno forestal de este estado a finales del siglo XX era aproximadamente del 13%. Teniendo en cuenta la actual necesidad de conservar la biodiversidad, la protección de mosaicos naturales como reservas forestales es un desafío importante. El objetivo general de esta tesis es evaluar el estado de la biodiversidad dentro de fragmentos naturales de bosque brasileño.

Se estudiaron dos fragmentos de una reserva forestal localizada en São Paulo (Brasil) con una superficie de 74,21 ha (fragmento A) y 36,25 ha (fragmento B). Se instalaron parcelas de 10 x 10 m a lo largo de cinco transeptos paralelos de 100 m de largo por 10 m de ancho distanciados 10 m entre ellos. Las especies se agruparon en dos clases según su altura: menores de 0,5 m (“herbáceos”) y mayores de 1,3 m (“arborescentes”). Los individuos mayores de 1,3 m se consideraron árboles. Para estimar la riqueza de especies se empleó el índice de Jackknife, para evaluar la similaridad florística entre los fragmentos estudiados se utilizó el índice de Jaccard. Asimismo, se emplearon los índices de diversidad de Shannon-Wiener, de Simpson y el índice de igualdad de Pielou. El análisis de datos de diversidad se realizó mediante técnicas estadísticas y geoestadísticas.

El total de individuos inventariados fue de 21.401, pertenecientes a 49 familias, 79 géneros y 140 especies. La familia más abundante fue *Euphorbiaceae*, con el 38,9% del número total de individuos. El fragmento A presentó 12.998 individuos pertenecientes a 102 especies, englobadas en 79 géneros y 43 familias. El 61,9% del número total de individuos de este fragmento pertenecía a la familia *Euphorbiaceae*. El fragmento B presentó 8.403 individuos de 86 especies distintas englobadas en 62 géneros y 34 familias.

En este fragmento, la familia más abundante fue *Rubiaceae* con el 52,2% de los individuos.

Los fragmentos estudiados presentan baja diversidad comparados con la encontrada en otros bosques del interior del estado de São Paulo. El fragmento A presentó mayor número de especies que el B. Sin embargo, los inventarios florístico y fitosociológico también pusieron de manifiesto que el fragmento A es un área menos conservada (más perturbada) que el fragmento B, lo que es consistente con los valores de indicadores como el índice de Shannon. Además el fragmento A, aunque está más perturbado, parece más estructurada espacialmente que el fragmento B. Los resultados obtenidos mediante las herramientas geoestadísticas son prometedores. Una investigación más detallada resulta necesaria para determinar los patrones de dependencia espacial de cada una de las especies encontradas durante el muestreo.

Geoestatística Aplicada o Estudo da Variabilidade de Espécies Nativas em Fragmentos do Cerrado Brasileiro no Estado de São Paulo

RESUMO

Os ecossistemas forestais conteñen unha grande biodiversidade e, polo tanto, desempeñan un papel importante como bancos de diversidade. A rápida destrución destes ecossistemas é unha grande ameaza para a conservación do medio ambiente. En Brasil, e especialmente no estado de São Paulo, o aumento no uso agrícola do solo a partires do século XVIII implicou unha deforestación do terreo. Como resultado, o terreo forestal deste estado a finais do século XX era de, aproximadamente, o 13%. Dada a necesidade actual de conservación da biodiversidade, a protección de mosaicos naturais como reservas forestais é un gran desafío. O obxectivo xeral desta tese de doutoramento é avaliar o estado da biodiversidade dentro de fragmentos naturais de bosque brasileiro.

Foron estudados dous fragmentos dunha reserva forestal situada en São Paulo (Brasil), cunha superficie de 74,21 ha (fragmento A) e 36,25 ha (fragmento B). As parcelas de 10 x 10 m foron instaladas ao longo de cinco transectos paralelos de 100 m de lonxitude e 10 m de ancho, cunha distancia de 10 m entre eles. As especies foron agrupadas en dúas clases de acordo coa súa altura: menores de 0,5 m ("herbáceos") e maiores de 1,3 m ("arborescentes"). Os individuos superiores a 1,3 m, foron considerados árbores. Para estimar a riqueza de especies utilizouse o índice Jackknife. Para avaliar a similaridade florística entre os fragmentos estudados empregouse o índice de Jaccard. Tamén se utilizaron os índices de diversidade de Shannon-Wiener, de Simpson e o índice de igualdade de Pielou. A análise dos datos de diversidade realizouse utilizando técnicas estatísticas e xeostatísticas.

Inventariáronse un total de 21.401 individuos, pertencentes a 49 familias, 79 xéneros e 140 especies. A familia máis abundante foi *Euphorbiaceae*, cun 38,9% do número total de individuos. O fragmento A presentou 12.998 individuos pertencentes a 102 especies, incluídas en 79 xéneros e 43 familias. O 61,9% do número total de individuos deste fragmento pertencía á familia *Euphorbiaceae*. O fragmento B mostrou 8.403 individuos de 86 especies diferentes incluídas en 62 xéneros e 34 familias. Neste fragmento, a familia máis abundante foi a *Rubiaceae*, cun 52,2% dos individuos.

Os fragmentos estudados presentaron baixa diversidade en comparación coa atopada noutros bosques do interior do estado de São Paulo. O fragmento A presentou máis especies que o B. Con todo, os inventarios florístico e fitosociolóxico revelaron que o fragmento A é unha área menos conservada (máis perturbada) que o fragmento B, o que é consistente cos valores dos indicadores como o índice de Shannon. Ademais, o fragmento A, aínda que está máis perturbado, parece máis estruturado espacialmente que o fragmento B. Os resultados obtidos mediante ferramentas xeostatísticas son prometedores. É necesaria unha investigación máis detallada para determinar os patróns de dependencia espacial de cada unha das especies atopadas na mostraxe.

Geoestatística Applied to the Study of the Spatial Variability of Native Species in Fragments of the Brazilian “Cerrado” at São Paulo State

ABSTRACT

Forest ecosystems possess a great biodiversity and, for this reason, they play a role of paramount importance as diversity banks. The rapid destruction of these ecosystems is a great danger to the conservation of the environment. In Brazil, specifically in São Paulo state, the increase in agricultural soil use from the XVIII century involved land deforestation. As a consequence, by the end of the XX century, the forest land of this state was, approximately, 13%. Taking into account the current necessity for conserving biodiversity, natural fragments protection as forest reserves is an important challenge. The main objective of this thesis is to assess the status of biodiversity within natural mosaics of Brazilian forest.

Two plots within a forest reserve located in São Paulo (Brazil) were studied. Their surfaces were 74.21 ha (fragment A) and 36.25 ha (fragment B), approximately. Plots of 10 x 10 m were established along the five parallel transects of 100 x 10 m and spaced 10 m among them. Species were grouped in two classes according to their height: lesser than 0.5 m (“grasses”), and higher than 1.3 m (“trees”). Individuals higher than 1.3 m were considered as trees. In order to estimate species richness the Jackknife index was used; to evaluate the flora similarities between the two studied mosaics Jaccard index was used. Moreover, the Shannon-Wiener index and those of Jaccard, Simpson and Pielou. Diversity data analysis was performed through statistical and geostatistical methods.

The total amount of surveyed individuals was 21.401, included in 49 families, and 79 genres and 140 species. The most abundant family was *Euphorbiaceae*, with 38,9% of the total individuals. Mosaic A showed 12998 individuals. Mosaic A showed 12998 individuals included 102 species, 79 genres. Mosaic B showed 8.403 individuals for 86 different species included in 62 genres and 34 families. In this mosaic, the most abundant family was *Rubiaceae* with 52.2% of the individuals.

The studied mosaics presented low diversity compared to that found in other forests from inland São Paulo state. Mosaic A presented a greater count of species than mosaic B. However, floristic and phytosociologic surveys indicated that mosaic A is a less conserved area (more disturbed) than mosaic B; this is consistent with the values from

the Shannon index and the other indicators. In addition, mosaic A, although more disturbed, seems to be more spatially structured than mosaic B. The results obtained from geostatistical techniques are promising. Further research is needed in order to determine the spatial dependence patterns for each of the species found during the survey.

Geoestatística Aplicada ao Estudo da Variabilidade de Espécies Nativas em Fragmentos do Cerrado Brasileiro no Estado de São Paulo

RESUMO

Os ecossistemas florestais brasileiros detêm uma grande diversidade biológica e, portanto, desempenham um papel importante nos bancos diversidade. A rápida alteração que estes ecossistemas vêm sofrendo é uma grande ameaça para a conservação destes habitats. No Brasil e especificamente no estado de São Paulo, o aumento da utilização do solo pela agricultura, no século XVIII, deu início ao desmatamento. Como resultado, a cobertura florestal do estado no final do século XX foi de aproximadamente 13%. Dada à necessidade atual de conservação da biodiversidade, a proteção dos recursos naturais utilizando-se de novas metodologias se torna um grande desafio. O objetivo geral deste trabalho foi o de avaliar o estado de conservação da diversidade biológica em áreas de fragmentos florestais naturais brasileiros.

Foram estudados dois fragmentos florestais localizados no Estado de São Paulo (Brasil), com uma área de 74,21 ha (fragmento A) e 36,25 ha (fragmento B). A metodologia utilizada foi a de parcelas permanentes de dimensões 10 x 10 m ao longo de cinco transectos paralelos de 100 m de comprimento e 10 m de largura, no espaçamento de 10 m entre eles. As espécies foram agrupadas em duas classes de altura: menores de 0,5 m ("estrato herbáceo") e maiores do que 1,3 m ("estrato arbóreo"). Indivíduos superior a 1,3 m foram considerados de hábito arbóreo. Para estimar a riqueza de espécies foi utilizado o índice Jackknife; para avaliar a similaridade florística entre os fragmentos estudados utilizado o índice de Jaccard. Também foram analisados os índices de diversidade de Shannon-Wiener, Simpson e equabilidade de Pielou. A análise da diversidade foi realizada utilizando técnicas de estatística e geoestatística.

O total de indivíduos inventariados foi de 21.401, pertencentes a 49 famílias, 79 gêneros e 140 espécies. A família mais abundante foi Euphorbiaceae, com 38,9% do número total de indivíduos. No "fragmento A" foram encontrados 12.998 indivíduos pertencentes a 102 espécies, perfazendo 79 gêneros e 43 famílias. 61,9% do número total de indivíduos deste fragmento pertencem à família Euphorbiaceae. No "fragmento B" foram encontrados 8.403 indivíduos pertencentes a 86 espécies, perfazendo 62 gêneros e 34

famílias. Neste fragmento, a família Rubiaceae foi a mais abundante, com 52,2% do número total de indivíduos.

Os fragmentos estudados apresentaram baixa diversidade em comparação ao encontrado em outras florestas do interior do estado de São Paulo. O fragmento A apresentou maior número de espécies quando comparado ao fragmento B. No entanto, os levantamentos florísticos e fitossociológicos demonstraram que: o fragmento A apresentou-se menos conservado (mais perturbado) que o fragmento B, o que corrobora com os resultados indicados pelo índice de Shannon e pelas análises geoestatísticas que demonstram o efeito pepita puro para o fragmento B. Os resultados obtidos utilizando ferramentas geoestatísticas são promissores. Sugere-se aprofundar neste tipo de ferramenta para pesquisas deste tema a fim de determinar os padrões de dependência espacial de cada uma das espécies encontradas durante a amostragem.

Tesis Doctoral presentada por

Débora Andréia Neves

**Geoestadística Aplicada al Estudio de la Variabilidad Espacial de Especies Nativas en
Fragmentos del Cerrado Brasileño en el Estado de São Paulo**

**(Geoestatística Aplicada ao Estudo da Variabilidade de Espécies Nativas em
Fragmentos do Cerrado Brasileiro no Estado de São Paulo)**

RESUMEN EXTENSO

1. Introducción

Cualquier estrategia de protección del medio natural debe asegurar la salvaguardia de la biodiversidad. La conservación de la biodiversidad vegetal está recibiendo una atención creciente a nivel internacional. Numerosas especies están extinguiéndose en todo el mundo e, incluso, plantas que todavía no han sido identificadas, sobre todo en regiones tropicales y subtropicales, se encuentran amenazadas. La convención por la diversidad biológica, firmada en 1992 en Río de Janeiro, aboga por un manejo sostenible de los ecosistemas naturales, agrícolas y forestales.

Los ecosistemas forestales contienen una gran biodiversidad y, por esta razón, juegan un papel importante como bancos de diversidad. La rápida destrucción de estos ecosistemas es una gran amenaza para la conservación del medio ambiente. La biodiversidad en bosques tropicales y subtropicales es mayor que en otros tipos de bosques. En el esfuerzo por conservar la biodiversidad, los ecosistemas forestales se han tratado como entidades independientes que necesitarían una zona tampón a su alrededor para evitar las perturbaciones humanas. No se suele considerar la biodiversidad de estas zonas tampón como muy importante. Sin embargo, los bosques son una parte del paisaje que puede considerarse como grupos espacialmente repetitivos de ecosistemas y patrones de perturbación que interactúan. Un paisaje heterogéneo favorece la abundancia de especies vegetales y animales, lo que requiere dos o más elementos de paisaje, lo que además conlleva la coexistencia de especies. En un paisaje de este tipo, las especies o grupos de especies difieren en gran medida y, por lo tanto, se necesita un amplio rango de

medidas e índices para describirlos. Entre estos índices se encuentran los de composición, riqueza y dominancia de especies.

Las comunidades no están aisladas en un entorno neutro. En cada unidad geográfica, en cada paisaje, se encuentra un número variable de comunidades. Por ello, para comprender los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, la separación de los componentes puede ser de gran utilidad, principalmente para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas. Los análisis de la biodiversidad resultan muy convenientes en el contexto actual ante la acelerada transformación de los ecosistemas naturales, ya que un simple listado de especies para una región dada no es suficiente. Para monitorear el efecto de los cambios en el ambiente es necesario contar con información de la diversidad biológica en comunidades naturales y modificadas y también de la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades; de este modo se puede conocer su contribución al nivel regional y poder diseñar estrategias de conservación y llevar a cabo acciones concretas a escala local

El “cerrado” es el segundo bioma más grande de Brasil y representa el 22% de la superficie del país, aproximadamente 2.070.000 km². Se trata de una sabana en el centro de Brasil, con una capa continua de especies herbáceas salpicada de arbustos y árboles que, a veces, forman un dosel continuo. El estado de São Paulo, en el sureste de Brasil, ocupa un área de 250.000 km². El aumento en el uso agrícola del suelo a partir del siglo XVIII implicó una deforestación del terreno. Como consecuencia, el terreno forestal en São Paulo hacia finales del siglo XX era aproximadamente del 13%.

Teniendo en cuenta la actual necesidad de conservar la biodiversidad, la protección de mosaicos naturales como reservas forestales es un desafío. Si estos mosaicos contienen un gran nivel de biodiversidad, podrían actuar como fuentes de semillas y no solo enriquecer sus respectivos ecosistemas si no también las áreas forestales adyacentes. Además, la parte más externa de estos mosaicos posee unas características medioambientales significativamente diferentes de la parte interior así como una composición y abundancia de especies distinta. Este hecho se denomina efecto borde.

Por tanto, los estudios sobre distribución espacial de especies en fragmentos forestales describen la biodiversidad en su conjunto porque el análisis de la estructura espacial y los mapas de contornos proporcionan un medio para entender la interacción entre las especies en los bordes así como en las partes interiores de los ecosistemas.

La distribución espacial de los organismos no es aleatoria. Por ello, además de otros índices comúnmente usados en Fitosociología, en la presente tesis se emplean métodos geoestadísticos para el estudio de la variabilidad espacial. Básicamente la geoestadística difiere de la estadística clásica en la forma de evaluar la dependencia espacial de los datos. Mientras que de acuerdo con la estadística clásica se asume que los resultados obtenidos en puntos de muestreo vecinos son independientes, es decir que las variaciones en el espacio son aleatorias, la geoestadística considera que existe una dependencia espacial de la variación que depende de la distancia entre puntos de muestreo y que, en parte, dicha variación es sistemática.

La presente tesis se engloba dentro de los trabajos que evalúan la eficiencia de técnicas analíticas para describir de manera cuantitativa el patrón de distribución espacial de especies vegetales con el objetivo de adoptar mejores prácticas de manejo de estos hábitats.

1. Objetivos

2.1. Objetivo general

El objetivo general de esta tesis es evaluar el estado de la biodiversidad dentro de fragmentos naturales de bosque brasileño desde el punto de vista estadístico y desde el punto de vista espacial, por medio de métodos geoestadísticos.

2.2. Objetivos específicos

Los objetivos específicos de esta tesis son los siguientes:

- a) Comparar dos áreas de vegetación natural caracterizadas por un diferente grado de perturbación. Para ello se emplean índices de diversidad.
- b) Investigar si existe un patrón reconocible de distribución de especies e individuos dentro de las áreas de estudio.

2. Material y métodos

Se determinó la biodiversidad vegetal en dos fragmentos de una reserva forestal localizada en zonas de reforestación con *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.* en São Paulo (Brasil), entre los 22° 20'-22° 29' de latitud sur y 48° 51'-48° 59' de longitud oeste.

La región presenta temperaturas moderadas con veranos cálidos y lluviosos e inviernos secos. La precipitación media anual es de 1.464 mm y la media de las temperaturas máximas es 24,5 °C y la media de las mínimas es de 18,1 °C. Durante el período de estudio (año 2005), la precipitación total fue de 1420,3 mm y la temperatura media anual fue 22,5 °C.

Los dos fragmentos estudiados contienen grandes niveles de diversidad de especies con taxones que no aparecen en las áreas reforestadas. La superficie de estos fragmentos es de 74,21 ha (fragmento A) y 36,25 ha (fragmento B).

El impacto de las actividades humanas sobre el fragmento B, indicada en inventarios de campo, análisis de fotografías aéreas y documentos históricos, es menor que en el fragmento A. Asimismo, basándose en comparaciones con “cerrado” no perturbado en regiones vecinas al estado de São Paulo permiten que el fragmento B se considere como zona de referencia ya que está menos perturbado.

El diseño experimental incluyó parcelas cuadradas en ambas áreas de estudio. El tamaño de la parcela se escogió de tal modo que fuera suficientemente amplio para cubrir la variación de especies en la localidad así como para relacionar la talla de la vegetación en estudio, es decir, mayores parcelas para arbustos y árboles y menores para plantas pequeñas.

El muestreo e inventario de recursos florísticos se llevó a cabo en mayo de 2005. Se empleó una malla de puntos para la toma de muestras y datos en cada área de estudio. Las parcelas se instalaron a lo largo de cinco transeptos paralelos de 100 m de largo por 10 m de ancho distanciados 10 m entre ellos. Las especies se agruparon en dos clases según su altura: menores de 0,5 m (“herbáceos”) y mayores de 1,3 m (“arborescentes”). Los individuos mayores de 1,3 m se consideraron árboles incluso si no eran adultos. Los individuos menores de 0,5 m eran plantas herbáceas y dan una indicación del potencial de regeneración del bosque.

Los individuos y especies de la clase arborescente se contaron en parcelas de 100 m² a lo largo de cada uno de los cinco transeptos. Los individuos y especies de la clase herbáceos se estudiaron en parcelas de 1 m², y cinco de estas parcelas se instalaron en cada parcela de 100 m². El número de especies e individuos de la clase arborescente se determinó en 50 parcelas cuadradas de 100 m², mientras que los de la clase herbáceos se determinaron en 250 subparcelas de 1 m².

Para estimar la riqueza de especies se empleó el índice de Jackknife, para evaluar la similitud florística entre los fragmentos estudiados se utilizó el índice de Jaccard. Asimismo, se emplearon los índices de diversidad de Shannon-Wiener, de Simpson y el índice de igualdad de Pielou.

El análisis de datos de diversidad se realizó mediante técnicas estadísticas y geoestadísticas. Los conjuntos de datos se analizaron en primer lugar utilizando la

estadística descriptiva, calculándose la media, la varianza, desviación típica, coeficiente de variación, máximo, mínimo, coeficiente de simetría y curtosis para el número de especies y de individuos para cada clase de vegetación.

Para comprobar la estructura espacial de las variables observadas se llevó a cabo un análisis geoestadístico básico utilizando técnicas estándar. Entre estos procedimientos se incluyen: el cálculo del semivariograma, el ajuste de modelos teóricos y la validación cruzada; estimación de valores para el área de estudio mediante la técnica del krigado ordinario. Asimismo, se analizaron covariogramas entre los pares de variables que presentaban algún tipo de correlación; para ello se utilizó el cokrigado.

La dependencia espacial se expresa por el parámetro DD (grado de dependencia espacial) que es la proporción de la varianza estructural en relación al rango del semivariograma. Si este parámetro es menor del 25%, la dependencia es débil, si está entre 26 y 75%, la dependencia es moderada y, si supera el 75%, la dependencia es fuerte.

El tamaño del muestreo influye sobre los resultados de los estudios ecológicos. Por tanto, ambas clases de vegetación consideradas en este estudio fueron muestreadas a dos escalas (1 m² y 100 m², respectivamente). Con motivo de comparar los métodos estadísticos y geoestadísticos, el análisis del estrato herbáceo se realizó a ambas escalas.

3. Resultados y Discusión

El total de individuos inventariados fue de 21.401, pertenecientes a 49 familias, 79 géneros y 140 especies. La familia más abundante fue *Euphorbiaceae*, con el 38,9% del número total de individuos.

El fragmento A presentó 12.998 individuos pertenecientes a 102 especies, englobadas en 79 géneros y 43 familias. El 61,9% del número total de individuos de este fragmento pertenecía a la familia *Euphorbiaceae*.

El fragmento B presentó 8.403 individuos de 86 especies distintas englobadas en 62 géneros y 34 familias. En este fragmento, la familia más abundante fue *Rubiaceae* con el 52,2% de los individuos.

El índice Jackknife sobreestimó la riqueza en ambos fragmentos. En el fragmento A esta sobreestimación fue de, simplemente, el 3%, mientras que en el fragmento B, la sobreestimación fue del 12,2%.

Como cabía esperar, la varianza del número de especies y de individuos de la capa herbácea medidos en las parcelas de 1 m² es mayor que las cifras respectivas de las

parcelas de 100 m². De este modo, se muestra empíricamente cómo el incremento del tamaño muestral disminuye el coeficiente de variación de las variables estudiadas. Merece la pena destacar que el cambio en el tamaño muestral aumenta linealmente el número de individuos y, a un nivel mucho menor, incrementa el número de especies.

El número medio de especies arbóreas a la escala de 100 m² para las zonas A y B fue 18,00 y 16,56. Los valores medios y el rango de oscilación para el número de especies en los dos estratos de vegetación estudiados presentaron un orden de magnitud similar.

Por otra parte, a la escala de 100 m², el número de individuos del estrato herbáceo fue mucho mayor que el del estrato arbóreo en las dos áreas estudiadas. Dicho de otro modo, las áreas de reserva forestal natural presentan muchos más individuos herbáceos que árboles. Existe una distribución en embudo de los estratos de vegetación, lo que se puede considerar como un signo de continuidad de un ecosistema.

En el estrato arbóreo, tanto el número de especies (18,0) como el de individuos (152,1) en el fragmento A son mayores que los encontrados en el fragmento B (16,56 y 69,04, respectivamente).

Sin embargo, la media total del número de especies en el estrato herbáceo siguió una tendencia opuesta; así, fue menor en la zona A (15,74) que en la zona B (23,10). Esta tendencia no se mantuvo para el número de individuos herbáceos entre la zona A (1194,0) y la zona B (847,6). Para determinar la influencia humana debida a los efectos borde sobre las zonas forestales naturales de pequeño tamaño, la abundancia y composición de especies del estrato herbáceo son factores clave ya que el estrato arbóreo (árboles y arbustos) se ve raramente afectado por el uso del suelo alrededor de estas zonas, a menos que se realice un aclareo del bosque.

El menor número de especies en la zona A puede considerarse también como una indicación de la mayor perturbación por impacto externo que sufre esta zona, a pesar de que el número de individuos siga la tendencia opuesta. Este resultado es consistente con los valores del índice de Shannon así como con el análisis de las condiciones de vegetación y los datos históricos de manejo para las dos zonas estudiadas.

En cuanto al análisis geostatístico, los patrones de dependencia espacial se describieron mediante modelos con una componente estructural y otra aleatoria en 9 series de las 12 estudiadas. Como excepciones, se describieron mediante un efecto pepita puro, sin componente estructural, el número de individuos de la clase de vegetación herbácea a

las escalas de 1 m² y 100 m² y el número de especies de la clase arbórea, ambas en la parcela B, menos disturbada.

El análisis de los semivariogramas muestra que, en la mayoría de los casos, los modelos esféricos con un efecto pepita proporcionaron buenos ajustes a los semivariogramas experimentales. Los modelos esféricos ajustados mostraron diversos grados de dependencia espacial, de débil a moderada, e incluso elevada, y rangos desde 20 m hasta 60 m.

En la vegetación herbácea, el incremento de tamaño de muestreo de 1 m² a 100 m² muestra una tendencia a aumentar la importancia relativa de la componente estructural en la varianza espacial total. Asimismo, el efecto pepita se mantiene estable en uno de los cuatro casos estudiados y disminuyó en tres de ellos.

Teniendo en cuenta el número de especies para las parcelas de 10 x 10 m, la zona forestal natural más perturbada (zona A) parece más estructurada espacialmente que la zona menos perturbada (zona B), tanto para el estrato herbáceo como para el arborescente.

En el estrato arborescente, la dependencia espacial para el número de individuos fue bastante elevada; la relación entre la componente estructural y la mesera fue 93,72% y 100% para las zonas más y menos perturbada (zonas A y B), respectivamente. Esto significa que, para la escala de 100 m², el número de individuos en el estrato herbáceo tiende a distribuirse aleatoriamente, mientras que el número total de individuos en el estrato arborescente exhibe una mayor estructura espacial.

Se dibujaron mapas de krigado y mapas de varianza de estimación del krigado para las variables estudiadas. En el estrato arborescente del fragmento B aparecen microrregiones con grandes diferencias en número de individuos, por debajo de 50 y por encima de 70 individuos aparecen a la escala de 100 m². De este modo, los mapas de krigado permiten detectar cambios espaciales en la vegetación de áreas de reserva forestal.

El patrón de variabilidad espacial del número de individuos para los estratos herbáceo y arborescente en las dos áreas naturales con “cerrado” como vegetación fue completamente diferente, lo que está de acuerdo con los diferentes modelos de semivariograma. Por otra parte, los mapas de krigado permiten analizar la relación entre los patrones de variabilidad espacial entre el número de individuos y el de especies.

Se compararon los mapas de krigado y cokrigado para comprobar las posibles ventajas, para propósitos de estimación, que pudiera tener el uso de la correogionalización.

Básicamente, ambos mapas presentaron los mismos resultados, ligeramente más detallados en el caso del mapa de cokrigado, debido a la correlación entre el número de especies y el de individuos. La limitada mejora obtenida mediante el cokrigado es esperada debido a la similitud entre los covariogramas y los semivariogramas individuales.

4. Conclusiones

Los inventarios florístico y fitosociológico representaron el estado actual de los dos fragmentos considerados, indicando que el fragmento A es un área menos conservada que el fragmento B. Ambas áreas presentan especies del Cerrado y Selva Atlántica.

En relación a la composición florística, el fragmento A presentó mayor número de especies que el B a pesar de poseer una menor diversidad. Los fragmentos estudiados presentan baja diversidad comparados con la encontrada en otros bosques del interior del estado de São Paulo.

El tamaño del muestreo ha afectado a la dependencia espacial tanto de especies como de individuos.

Las cantidades de especies e individuos han mostrado patrones de dependencia espacial diferentes a los de los fragmentos naturales, lo que indica que las áreas estudiadas han sufrido algún tipo de perturbación.

El cokrigado ha podido utilizarse para cartografiar los patrones de dependencia espacial pero la pequeña mejora en la precisión de las estimaciones obtenidas mediante este método en comparación con el método del krigado, más sencillo, implica que su utilización no es recomendable.

Los resultados obtenidos mediante estas herramientas geoestadísticas básicas son prometedores. Una investigación más detallada resulta necesaria para determinar los patrones de dependencia espacial de cada una de las especies encontradas durante el muestreo. Además, debe analizarse la dependencia espacial de los índices de biodiversidad, como el de Shannon. Por otra parte, otras técnicas geoestadísticas, como el krigado indicador, podrían ser útiles a la hora de tener en cuenta los efectos de autocorrelación espacial en el manejo de fragmentos de flora forestal nativa.

Sumário

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1 | Biomias brasileiros: Mata Atlântica e Cerrado (sentido amplo) | 3 |
| 1.1.1 | Floresta Estacional Semidecidual..... | 6 |
| 1.1.2 | Cerrado | 8 |
| 1.1.3 | Cerradão – Savana Florestada | 11 |
| 1.2 | Estudo da biodiversidade..... | 14 |
| 1.2.1 | Parâmetros de Diversidade | 16 |
| 1.2.2 | Parâmetros Fitossociológicos | 17 |
| 1.3 | Fragmentação e seus efeitos | 17 |
| 1.4 | Geoestatística..... | 19 |
| 1.4.1 | Introdução a Geoestatística..... | 20 |
| 1.4.2 | Estatística descritiva | 23 |
| 1.4.3 | Semivariograma..... | 27 |
| 1.4.4 | Modelos teóricos | 31 |
| 1.4.5 | Escalonamento do semivariograma | 34 |
| 1.4.6 | Estacionaridade e hipóteses | 34 |
| 1.4.7 | Krigagem | 37 |
| 1.4.8 | Validação cruzada..... | 40 |
| 2 | JUSTIFICATIVA | 42 |
| 3 | MATERIAIS E MÉTODOS | 44 |
| 3.1 | Descrição da área de estudo..... | 44 |
| 3.1.1 | Fazenda Monte Alegre..... | 44 |
| 3.1.2 | Fragmentos estudados | 46 |
| 3.2 | Amostragem, coleta e análise de dados | 48 |
| 3.2.1 | Levantamento Florístico | 48 |
| 3.2.2 | Análise da Regeneração Natural e Levantamento Fitossociológico ... | 50 |
| 3.2.3 | Análise estatística | 56 |
| 3.2.4 | Análise geoestatística | 56 |
| 3.2.4.1 | Cálculo do semivariograma experimental | 57 |
| 3.2.4.2 | Ajuste e validação de modelos teóricos..... | 57 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 3.2.4.3 | Estimação por uma variável simples: krigado pontual..... | 58 |
| 3.2.4.4 | Estimação por uma variável mediante o cokrigado ordinário | 59 |
| 4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 60 |
| 4.1 | Florística geral dos fragmentos | 60 |
| 4.1.1 | Florística do fragmento A..... | 65 |
| 4.1.2 | Florística do fragmento B..... | 69 |
| 4.1.3 | Estimativa de riqueza dos fragmentos..... | 73 |
| 4.1.4 | Similaridade dos fragmentos | 74 |
| 4.2 | Levantamento fitossociológico dos fragmentos | 76 |
| 4.2.1 | Fitossociologia do fragmento A | 76 |
| 4.2.2 | Fitossociologia do fragmento B..... | 81 |
| 4.3 | Regeneração natural dos fragmentos..... | 86 |
| 4.3.1 | Aspecto dos estratos | 86 |
| 4.4 | Análise Estatística Descritiva | 94 |
| 4.5 | Análise geostatística | 96 |
| 4.5.1 | <i>Semivariogramas de uma variável</i> | <i>96</i> |
| 4.5.2 | <i>Semivariogramas cruzados.....</i> | <i>101</i> |
| 4.5.3 | <i>Krigagem.....</i> | <i>101</i> |
| 5 | CONCLUSÕES..... | 104 |
| 6 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 107 |
| 6 | ANEXOS | 136 |

Índice de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Mapas seqüenciais do desmatamento no Estado de São Paulo (Víctor, 1979 apud São Paulo, 2005)..... | 2 |
| Figura 2 - Esquema Adaptado para Fitofisionomias do Bioma Cerrado (Sano <i>et al.</i> , 2008). | 9 |
| Figura 3 - Semivariograma ideal | 29 |
| Figura 4 - Modelos mais comuns de krigagem ordinária | 33 |
| Figura 5 - Diferentes configurações de vizinhança | 39 |
| Figura 6 - Localização da área de estudo. | 45 |
| Figura 7 - Áreas de estudo localizada na Fazenda Monte Alegre (Atlas-Biota, 2007, Fotografia aérea, 2000)..... | 46 |
| Figura 8 - Exemplo do modelo de amostragem utilizado em campo. | 48 |
| Figura 9 - Distribuição do número de indivíduos amostrados por família nos dois fragmentos | 61 |
| Figura 10 - Distribuição do número de espécies por famílias amostrados nos fragmentos A e B da fazenda Monte Alegre, Agudos, SP. | 62 |
| Figura 11 - Distribuição do número de indivíduos amostrados por família no fragmento A, com 6 famílias perfazendo 89,3% do total | 66 |
| Figura 12 - Distribuição do número de espécies por famílias amostrados no fragmento A da fazenda Monte Alegre, Agudos, SP. | 68 |
| Figura 13 - Distribuição do número de indivíduos amostrados por família no fragmento B, perfazendo 83,6% do total..... | 70 |
| Figura 14 - Distribuição do número de espécies por famílias amostrados no fragmento B da fazenda Monte Alegre, Agudos, SP. | 71 |
| Figura 15 - Dendrograma de similaridade florística formado a partir do índice de similaridade de Jaccard de acordo com IVI, entre os transectos dos fragmentos A e B estudados na Fazenda Monte Alegre/SP,..... | 75 |
| Figura 16 - Distribuição dos valores de importância (IVI%) das espécies amostradas em 0,5ha do fragmento A. A.c. – <i>Actinostemon communis</i> Pax & K.Hoffm; P.c. – <i>Pterodon emarginatus</i> Vogel; C.h. – <i>Coussarea hydrangeaeifolia</i> (Benth.) Benth. & Hook; X.a. – <i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.; M.sp. 1 – <i>Myrcia sp.1</i> ; O.p. – <i>Ocotea pulchella</i> Mart; E.sp.2 – <i>Eugenia sp.2</i> ; S.g. – <i>Siparuna guianensis</i> Aubl.; C.s. – <i>Casearia sylvestris</i> SW. e L.t. – <i>Lamanonia ternata</i> Vell.. Fazenda Monte Alegre, Agudos/SP. | 78 |

| | |
|---|-----|
| Figura 17 - Distribuição dos valores de importância (IVI%) das famílias amostradas em 0,5ha do fragmento A. Fazenda Monte Alegre, Agudos/SP. | 79 |
| Figura 18 - Distribuição dos valores de importância (IVI%) das espécies amostradas em 0,5 ha do fragmento B. F.c.. – <i>Faramea cyanea</i> Müll. Arg.; A.g.. – <i>Amaioua guianensis</i> Aubl.; C.l. – <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.; O.p. – <i>Ocotea pulchella</i> Mart.; P.sp.2 – <i>Psychotria sp.2</i> ; S.g. – <i>Siparuna guianensis</i> Aubl.; C.sp. – <i>Copaifera sp.</i> ; R.f. – <i>Rapanea ferruginea</i> (Ruíz & Pav.) Mez; P.g. – <i>Pera glabrata</i> Poepp. Ex Baill. e X.a. – <i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.. Fazenda Monte Alegre, Agudos/SP..... | 82 |
| Figura 19 - Distribuição dos valores de importância (IVI%) das famílias amostradas em 0,5ha do fragmento B. Fazenda Monte Alegre, Agudos/SP. | 84 |
| Figura 20 - Distribuição do número de indivíduos por família em cada estrato, também com valores de porcentagens. EIR-Estrato inferior de regeneração - plantas < 0,5m; EMR-estrato médio de regeneração – plantas entre 0,5m < x < 1,3m; ESR-estrato superior de regeneração – plantas > 1,3m. | 88 |
| Figura 21 - Distribuição do número geral de espécies por família em cada estrato, também com valores de porcentagens. EIR-Estrato inferior de regeneração - plantas < 0,5 m; EMR-estrato médio de regeneração – plantas entre 0,5 m < x < 1,3 m; ESR-estrato superior de regeneração – plantas > 1,3 m. | 91 |
| Figura 22 - Semivariogramas experimentais e modelos ajustados para o número de espécies para área perturbada (Fragmento A) com vegetação natural. (a) Transecto A (1 m ²) espécies < 0,5 m; (b) Transecto A (100 m ²) espécies < 0,5 m; (c) Transecto A (100 m ²) especies > 1,3 m..... | 98 |
| Figura 23 - Semivariogramas experimentais e modelos ajustados para o número de espécies para área menos perturbada (Transecto B) com vegetação natural. (a) Transecto B (1 m ²) especies < 0,5 m; (b) Transecto B (100 m ²) especies < 0,5 m; (c) Transecto B (100 m ²) especies > 1,3 m. | 99 |
| Figura 24 - Mapa de krigeado para el número de individuos en el estrato arborescente (> 1,3 m) en la zona de bosque natural considerada como menos perturbada por influencia antropogénica (Zona B) y mapa de varianzas de estimación correspondiente. (a) Número de individuos interpolado por krigeado; (b) varianzas de estimación para el número de individuos interpolado por krigeado..... | 102 |

Índice de Tabelas

| | |
|---|-----|
| Tabela 1 - Similaridade florística entre os transectos estudados do fragmento A da Fazenda Monte Alegre/SP para os índices de similaridade de Jaccard e Sorensen, baseado no IVI. TA – transecto A..... | 74 |
| Tabela 2 -Resumo estatístico para o número de espécies e de indivíduos de cada classe de vegetação, pelo tamanho da amostra e por parcela (DT = desviación típica, CV = coeficiente de variação (%), Min = mínimo, Max = máximo, Sim = Simetria y Curt = curtosis)..... | 94 |
| Tabela 3 -Resumen del análisis de los semivariogramas del número de especies y el número de individuos. (Se analizaron dos clases de vegetación por parcela. La capa herbácea se analizó para dos tamaños de muestra). | 97 |
| Tabela 4 - Parámetros de ajuste de los covariogramas de número de individuos y especies en las dos áreas estudiadas considerando dos estratos de vegetación en cada área (Indiv. = individuos)..... | 101 |

1. INTRODUÇÃO

A compreensão da dinâmica dos processos que ocorrem ao longo do tempo em fragmentos florestais é um desafio. Estes fragmentos sofrem mudanças devido a fatores (inerentes a própria dinâmica das plantas, ao solo, clima e a ação antrópica) que se modificam constantemente no espaço e no tempo. Visualizar as mudanças, determinar suas principais causas e avaliá-las qualitativa e quantitativamente são o caminho para compreender os fenômenos que ocorrem na natureza, permitindo estabelecer relações para prever conseqüências futuras.

O Brasil é o país mais rico em termos de diversidade biológica e além disso, apresenta dois dos maiores *Hotspots* do mundo, floresta Atlântica e complexo Cerrado-Pantanal (Mittermeier, 1997). Por isso, a conservação e o manejo sustentável de fragmentos florestais naturais são dignos da atenção de uma série de processos e mecanismos que influem no funcionamento do ecossistema e de sua diversidade biológica (Neves, 2003). Assim, informações sobre dinâmica, estrutura e composição florística são elementos básicos, principalmente no que diz respeito ao Cerrado (Lemos, 1976).

Considerando que cerca de 45% da área do domínio do Cerrado foram convertidas em pastagens cultivadas e lavouras diversas, é extremamente urgente que novas unidades de conservação representativas desses fragmentos sejam criadas ou preservadas ao longo de toda a extensão deste domínio, não só em sua área de concentração, mas também em seus extremos norte, sul, leste e oeste (Brasil, 1998).

O Estado de São Paulo apresenta hoje cerca de 3,0% de seu território ocupado por florestas e diferentes fisionomias de cerrado, enquanto a estimativa de cobertura florestal original era de 81,8% (Inventário, 2005). Segundo o inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo (2005) a ocupação de florestas naturais no estado diminuiu em 36% em um período de 27 anos (1973-2000) notadamente em áreas de cerrado, cerradão, campo cerrado e campo.

Atualmente pesquisas como as de Kronka *et al.* (1993, 1998, 2002, 2003) e o Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo (São Paulo, 2005), utilizando-se de levantamentos aerofotogramétricos, mostram um desmatamento considerável da cobertura vegetal natural do Estado de São Paulo para fitofisionomias de floresta e cerrado. Os resultados destas pesquisas indicaram 5.035.070 hectares de área

remanescente de vegetação natural para todo o Estado, correspondendo a 20,3% de sua superfície (Figura 1).

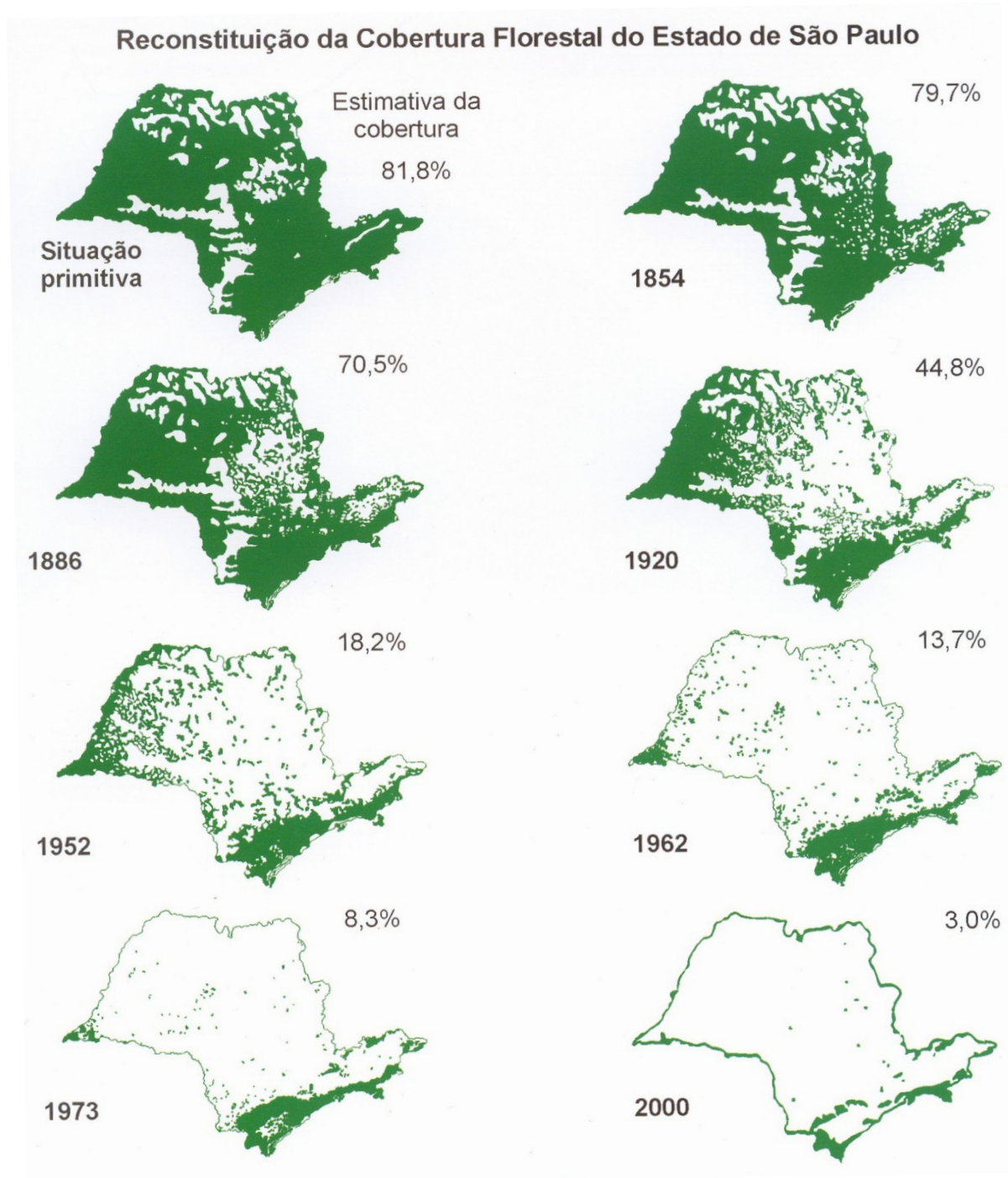


Figura 1 - Mapas sequenciais do desmatamento no Estado de São Paulo (Vícior, 1979 apud, São Paulo, 2005).

A dinâmica de vida destes fragmentos florestais passa por mudanças rápidas devido a fatores que se alteram continuamente no espaço e no tempo. Fatores como a ação antrópica (adubação, melhoramento genético, dentre outros), bem como os inerentes ao clima, ao solo e a própria planta, exercem uma ação acentuada nesta dinâmica (Engel, 1993). Por isso, ela deve estar associada a técnicas de amostragem que sejam eficientes na denotação do estado atual e temporal da floresta, a fim de gerar informações precisas e com menor custo, para contribuir com as ações do manejo e planejamento florestal (Mantovani, 1990).

As atividades e estudo que visam determinar, em termos qualitativos e segundo os princípios básicos da experimentação, estabelecidos pelo método estatístico clássico, propõem que a variabilidade de uma estrutura (solo, vegetação, etc.) ocorre de forma inteiramente aleatória, admitindo-se que os atributos existentes destas estruturas possuam distribuição de frequência do tipo normal (Beckett e Webster, 1971; Nielsen *et al.*, 1973; Barreto *et al.*, 1974; O'halloran *et al.*, 1985; Santos e Vasconcelos, 1987). Entretanto, vários estudos têm relatado que estes atributos apresentam intensa dependência espacial (Vieira *et al.*, 1983; Trangmar *et al.*, 1985; Warrick *et al.*, 1986; Journel e Huijbregts, 1991; Govaerts, 1999) necessitando, portanto, de uma análise geoestatística.

A geoestatística tem como objetivo melhorar as predições, através da construção de um modelo mais realista da heterogeneidade, a exemplo, das plantas, usando métodos que não consideram médias importantes e assegurando que a realidade do estudo não seja perdida durante a construção do modelo.

A união dos estudos da geoestatística e inventário florestal/levantamento fitossociológico, permitirá uma análise crítica, precisa e detalhada da floresta a ser estudada, pois viabilizam soluções de complexos problemas ambientais, o que os torna imprescindíveis para a formação de uma base de dados. Em razão da importância desta pesquisa, deve-se fomentar este tipo de estudos.

1.1 Biomas brasileiros: Mata Atlântica e Cerrado (sentido amplo)

O Brasil é considerado o país de flora mais rica no mundo e apresentava uma área de aproximadamente 4,9 milhões de km² de florestas primárias, ou seja, cerca de 57% do território nacional (Soares *et al.*, 1993). Nas últimas décadas, as conseqüências da ação antrópica no meio florestal nativo fazem-se sentir cada vez mais, levando à fragmentação e

à formação de florestas secundárias (Neto, 1999) e comprometendo a diversidade biológica, qualidade do ar, da água e do solo (Paschoal, 2004).

Segundo Nunes (2005), grande parte da diversidade biológica ainda existente se encontra em pequenos fragmentos florestais. Considerando que o país apresenta a maior diversidade biológica do planeta por possuir as maiores reservas de água doce e um terço das florestas tropicais (IBGE, 2012), é necessário que se reconheça o valor desta diversidade biológica contida nos atuais fragmentos e que se compreenda a organização das comunidades e a mudança nos processos ecológicos. Isso permitirá avaliar os potenciais de perdas e conservação dos recursos naturais no longo prazo (Espírito Santo *et al.*, 2002).

Para Lamprecht (1990) a região dos trópicos se destaca pela variedade de biomas devido à sua dimensão continental, às acentuadas diferenças climáticas e geomorfológicas; o que demonstra uma extraordinária variedade de tipos florestais, diferenciados por sua estrutura e composição florística.

Coutinho (2006) considera bioma uma área do espaço geográfico, com grandes dimensões e um macroclima definido de uma determinada fitofisionomia, organismos vivos associados, condições ambientais, altitude, solo, alagamentos, fogo, a salinidade, entre outros. Considerando as diferentes regiões do Brasil, pode-se dizer que o país abriga seis grandes biomas ou domínios (Coutinho, 2006).

O IBGE (2012), os nomeia como: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica (incluindo nesta a floresta de araucária), Pampa e Pantanal. Estes biomas são compreendidos em grandes regiões compostas por conjuntos de ecossistemas climaticamente determinados e vegetação fisionomicamente semelhante (Walter, 1986). Assim, a região norte está associada à Floresta Amazônica, a região Nordeste à Caatinga, a região Centro-Oeste ao Pantanal e ao Cerrado, e a região sul aos Pampas e às Florestas de Araucária (Giulietti, 1992). A exceção à regra é a região Sudeste, que se caracteriza pela presença de remanescentes florestais nativos de diferentes biomas, ocorrendo muito próximos entre si e numa pequena amplitude latitudinal (Ivanauskas *et al.*, 1999), a Mata Atlântica está presente, pelo mapa de classificação do IBGE, nas regiões sul, sudeste, centro-oeste e nordeste (IBGE & MMA, 2004; IBGE, 2005; Coutinho, 2006).

Grande parte das áreas remanescentes destes biomas são ecossistemas já antropizados, ou encontram-se em diferentes estádios de regeneração, o que muitas vezes dificulta a sua correta classificação de espécies (Durigan, 1994).

No Estado de São Paulo ocorrem fragmentos de pelo menos quatro grandes formações florestais (IBGE, 2012), cada qual com composição florística, estrutura e dinâmicas próprias, são eles: Formações Pioneiras com Influência Marinha (Floresta de Restinga), Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica), Floresta Estacional Semidecidual (Floresta de Planalto) e a Savana Florestada (Cerradão).

A pesquisa desenvolvida nesta tese descreve somente a Floresta Estacional Semidecidual e o Cerrado/Cerradão. A Floresta Estacional ocorre em áreas de menor umidade e sujeita a invernos secos e mais frios, causando uma queda foliar característica. Ela difundiu-se para a região de domínio do Cerrado, onde se restringe às linhas de drenagem, e são popularmente conhecidas como Florestas de Galeria (Leitão Filho, 1982; Giulietti, 1992).

O Cerradão também ocorre em climas com uma marcada diferenciação entre os períodos chuvosos e secos. A vegetação está associada a esse clima sazonal e ao tipo de solo, que é composto, principalmente, por latossolos de baixa fertilidade, com pH ácido e abundância de alumínio (Giulietti, 1992).

A fazenda Monte Alegre, local desta pesquisa, ocupa áreas de domínio original da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) e do Cerrado (sentido amplo), bem como regiões de tensão ecológica (transição) entre estes dois biomas.

Para IBGE (2012), a Resolução nº1 do CONAMA (SÃO PAULO, 1994) e Secretaria do Meio Ambiente (SÃO PAULO, 1995) as formações dos biomas de Mata Atlântica e de Cerrado podem ser distribuídas como:

Mata Atlântica – Ombrófila Densa, Ombrófila Mista (mata de araucárias), Estacional Semidecidual e Estacional Decidual e os ecossistemas pioneiros com influência fluvial como manguezais, restingas, brejos interioranos, campos de altitude e ilhas costeiras e oceânicas, dentre outros (Martins *et al*, 2003).

Cerrado – o cerrado no sentido amplo não tem uma fisionomia única e uniforme, mas sim três: a campestre (campo limpo de Cerrado), a savânica (campo sujo de Cerrado, campo cerrado e cerrado no sentido restrito) e a florestal (cerradão), constituída por florestas tropicais estacionais escleromorfos semidecíduas mais abertas, arvoredos ou “woodlands” (savana florestada) (Coutinho, 1978, 2006; Walter, 2006).

Segundo Walter (2006) a simples observação dos termos mencionados acima mostra um número de opções usadas para caracterizar a vegetação – vegetação que certamente varia menos do que os nomes que lhe são aplicados. No Distrito Federal as

expressões Mata seca, Mata mesofítica, Floresta estacional, Floresta mesofítica e Floresta mesófila (sem considerar os adjetivos) foram aplicadas para caracterizar exatamente a mesma vegetação. Portanto, antes de facilitar, normalmente essa quantidade de nomes confunde muito os usuários.

1.1.1 *Floresta Estacional Semidecidual*

A mata Atlântica, formação florestal mais antiga do Brasil com mais de 70.000.000 anos (Leitão Filho, 1987), se formava ao longo de grande parte da região litorânea, abrangendo do nordeste (Ceará) até o Estado de Santa Catarina. Com a colonização, a devastação foi inevitável, restando, agora, fragmentos disjuntos da floresta. Seu ecossistema foi muito alterado e apesar da vasta pesquisa sobre o assunto, ainda é pouco conhecida (Leitão Filho, 1987).

Por abranger uma área muito grande, aproximadamente 1.110.000 km² (IBGE, 2012) e apresentar uma grande variação climática e geológica, sua florística também varia. O bioma Mata Atlântica tem várias subdivisões, sendo a Floresta Estacional Semidecidual umas delas (Veloso *et al.*, 1991), bem como o cerrado e suas transições são encontradas na região de sudeste do país, em especial no Estado de São Paulo (Walter, 2006).

O Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT (1981) subdivide o Estado de São Paulo em cinco províncias geomorfológicas: Província Costeira, Planalto Atlântico, Depressão Periférica, Cuestas Basálticas e Planalto Ocidental. A vegetação que se destaca na Depressão Periférica era composta por Floresta Estacional Semidecidual e trechos de Cerrado, mas hoje se encontra com cerca de 15 % de área original (Kronka *et al.*, 2002), incluindo todas as formações florestais em seus diversos estádios sucessionais (LeitãoFilho, 1982, 1987; Ivanauskas *et al.*, 1999). Ela é subdividida em três zonas: Zona do Mogi-Guaçu, do Médio Tietê e do Paranapanema (Ivanauskas *et al.*, 1999), sendo o Médio Tietê e Paranapanema as zonas que englobam a região da pesquisa.

O conceito ecológico para o tipo de vegetação encontrado na Floresta Estacional está condicionado pela dupla estacionalidade climática: uma tropical, com época de intensas chuvas de verão seguidas por estiagens acentuadas; e outra subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica, provocada pelo frio de inverno, com temperaturas médias inferiores a 15°C (Morellato *et al.*, 1989; Morellato, 1995; Morellato&Leitão Filho, 1996).

Segundo Rizzini (1979), a vegetação é constituída por fanerófitos com gemas foliares protegidas da seca por escamas (catáfilos ou pêlos), tendo folhas adultas esclerófilas ou membranáceas decíduais. Em tal tipo de vegetação, a porcentagem das árvores caducifólias, no conjunto florestal e não das espécies que perdem as folhas individualmente, é de 20 e 50% (Rizzini, 1979; Leitão Filho, 1992).

A floresta estacional semidecidual é ainda subdividida em faixas altimétricas (IBGE, 2012) para se avaliar o mapeamento contínuo de suas áreas. Estas formações são consideradas, aluvial, terras baixas, submontana e montana.

Somente a Floresta Estacional Semidecidual Submontana é encontrada na região onde se localiza esta pesquisa e está situada na faixa altimétrica que varia de 100 a 600 m de acordo com a latitude de 4° N até 16° S; de 50 a 500 m entre os 16° até os 24° de latitude S; e de 30 a 400 m após os 24° de latitude Sul. Esta formação ocorre freqüentemente nas encostas interioranas das Serras da Mantiqueira e dos Órgãos e nos planaltos centrais capeados pelos arenitos Botucatu, Bauru e Caiuá (Ivanauskas *et al.*, 1999). Esta floresta possui a riqueza das famílias como Leguminosae, Meliaceae, Rutaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae, Lauraceae, Rubiaceae e Moraceae (Leitão Filho, 1982) e dominância dos gêneros amazônicos de distribuição brasileira, como por exemplo: *Astronium*, *Cariniana*, *Parapitadenia*, *Peltophorum*, *Tabebuia*, dentre outros (Veloso *et al.*, 1991).

Segundo Veloso *et al.* (1991) e IBGE (2012), a Floresta Estacional Semidecidual apresenta sua vegetação secundária, para o Estado de São Paulo, de quatro maneiras: estágio pioneiro, estágio inicial, estágio médio e estágio avançado.

Estágio pioneiro: predomina neste estágio o estrato herbáceo, podendo existir associações arbustivas e arbóreas. Não há a ocorrência de epífitas e a serapilheira é descontínua e/ou incipiente, podendo ocorrer ou não trepadeiras herbáceas. Este estágio apresenta abundância de espécies vegetais heliófilas, incluindo forrageiras e invasoras de cultura. Existe baixa diversidade e poucas espécies dominantes. Algumas famílias encontradas neste estágio são: Apocynaceae, Asteraceae, Cecropiaceae, Compositae, Mimosaceae, Nyctaginaceae e Ulmaceae.

Estágio inicial: predomina neste estágio o estrato herbáceo e o arbustivo-arbóreo, com associações herbáceas e presença de plantas heliófitas. Quase não se encontram epífitas e a serapilheira forma uma camada fina e pouco decomposta. As árvores têm crescimento rápido, porém são de vida curta e com baixa diversidade. As lianas, quando

presentes, aparecem na forma herbácea e lenhosa. Algumas famílias encontradas neste estágio, além das citadas no estágio pioneiro, são: Caesalpiniaceae, Cecropiaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae, Myrsinaceae, Sterculiaceae e Ulmaceae.

Estágio médio: predomina neste estágio o estrato arbóreo apresentando árvores de vários tamanhos, com associações arbustivas (rubiáceas, mirtáceas, melastomatóceas e meliáceas) no sub-bosque. As epífitas já aparecem em maior número em forma de bromélias, cactáceas, líquens, musgos, orquídeas, etc. As lianas encontradas são geralmente lenhosas e a serapilheira apresenta variações de acordo com a estação do ano. Já existe neste estágio uma diversidade significativa, mas pode ocorrer dominância de espécies de rápido crescimento e o aparecimento de palmeiras e samambaiuçus. Algumas famílias encontradas neste estágio, além das citadas anteriormente, são: Bombacaceae, Boraginaceae, Caesalpiniaceae, Combretaceae, Fabaceae, Meliaceae, Mimosaceae e Moraceae.

Estágio avançado: predomina neste estágio também o estrato arbóreo. No sub-bosque e em áreas mais úmidas observam-se associações herbáceo-arbustivas, sendo o estrato herbáceo composto por bromeliáceas, aráceas, marantáceas e heliconiáceas e os arbustos umbrófilos. Neste estágio a vegetação já se encontra com uma fisionomia fechada, apresentando três ou mais estratos, podendo ocorrer no dossel superior árvores emergentes. O sub-bosque possui lianas lenhosas e muitas epífitas e a serapilheira já se apresenta com diferentes camadas. Devido a sua complexidade estrutural este estágio apresenta uma diversidade muito grande. Algumas famílias encontradas neste estágio, além das citadas anteriormente, são: Apocynaceae, Caesalpiniaceae, Fabaceae, Lauraceae, Lecythidaceae, Moraceae e Rutaceae.

Segundo Veloso *et al.* (1991), aparentemente, a baixa capacidade de retenção de água no solo, a porosidade e a profundidade do solo seriam impedimentos ao desenvolvimento da Floresta Estacional em favor do Cerradão. A Floresta Estacional estaria restrita a solos com maior teor de argila, umidade e saturação fazendo com que o gradiente fisionômico (Floresta Estacional até Cerradão) ocorresse em um curto espaço de tempo (Coralet *et al.*, 1991).

1.1.2 Cerrado

Segundo Sano *et al.* (2008) o Cerrado pode ser considerado como um “complexo vegetacional que possui relações ecológicas e fisionômicas com outras savanas da América

Tropical e de continentes como a África e a Austrália” e é o segundo maior bioma do País em área, apenas superado pela floresta Amozônica. Para Pinto (1993), “o Cerrado é uma unidade ecológica típica da zona tropical, caracterizado por uma vegetação de fisionomia e flora próprias”.

Para Aziz Ab’ Sáber (2003),

“O domínio dos chapadões rocobertos por cerradões e penetrados por florestas constitui-se em um espaço físico ecológico e biótico, de primeira ordem de grandeza, possuindo 1,7 a 1,9 milhão de quilômetros quadrados de extensão (...). O domínio dos cerrados, em sua região nuclear, ocupa predominantemente maciços planaltos de estrutura complexa, (...) situados em níveis que variam entre 300 e 1.700 m de altitude.”

Inúmeras pesquisas foram realizadas sobre o Bioma Cerrado desde que Martius (1840-1906) o revelou. Este bioma localiza-se em grande parte no Planalto Central do Brasil, abrangendo 17 Estados como Distrito Federal, Minas Gerais, Goiás, São Paulo dentre outros (Brandão *et al.*, 2001). As regiões de Cerrado que abrangem estes Estados apresentam características semelhantes, como climas quentes, semi-úmidos, com verões chuvosos e invernos secos, altitudes que variam de 300 a mais de 1.600 metros, pluviosidade em torno de 800 a 1600 mm, solos antigos, com deficiência de nutrientes e aluminizados (Arens, 1958; Sano *et al.*, 2008). A vegetação é composta por árvores e arbustos baixos, de troncos retorcidos, cascas espessas e resistentes ao fogo, folhas pilosas e raízes profundas (Furley&Ratter, 1988).

O cerrado em seu sentido amplo apresenta uma vegetação dominada por fisionomias que englobam formações florestais e campestres (Figura 2) compostas por árvores com associações arbóreas, arbustivas e herbáceas diferenciadas. São árvores medianamente esparsadas com alturas que variam de 4 a 6 metros e cobrem um mínimo de 10% da área do solo (SÃO PAULO, 1995; Sano *et al.*, 2008).

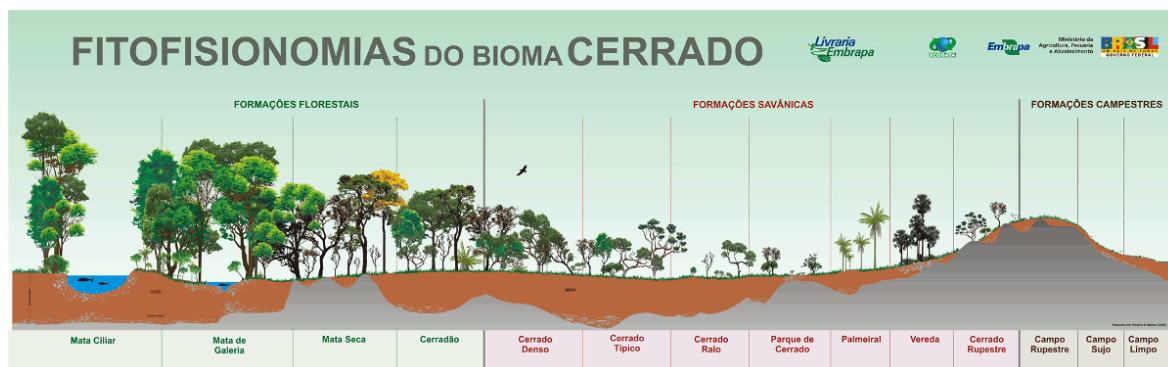


Figura 2 -Esquema Adaptado para Fitofisionomias do Bioma Cerrado (Sano *et al.*, 2008).

As 14 fitofisionomias estão apresentadas num gradiente daquelas de maior biomassa (Formações Florestais à esquerda) para as de menor biomassa (Formações Savânicas e Campestres à direita), na posição topográfica em que geralmente ocorrem. Esse esquema não implica que cada uma dessas fitofisionomias ocorra na natureza uma ao lado da outra, nessa topossequência (Sano *et al.*, 2008; p. 165).

Para Brandão *et al.* (2001), estas formações vegetais se formam pela pedologia (vegetação dependente de qualidades edáficas e geológicas), pelas condições climáticas (limitação sazonal da água em períodos secos) e pelas condições bióticas (ação antrópica – uso do fogo e por outros agentes da biota – formigas). Segundo Einten (1972) o cerrado não se originou por influência do fogo, embora mudanças características na vegetação ao longo dos anos tenham sido provocadas pelo mesmo.

Salienta-se que por ser um complexo formado por diversos tipos de vegetação, o Cerrado apresenta uma fisionomia diversificada com cobertura vegetal pouco uniforme, onde podemos encontrar desde formações campestres (Savana gramíneo-lenhosa - campo limpo), até formações florestais (Savana arborizada – cerradão), passando gradualmente, ou bruscamente, de uma para outra (IBGE, 2012; Brandão *et al.* 2001; Coutinho, 2006). Entre os dois extremos encontram-se formas intermediárias conhecidas como campo sujo, campo cerrado e cerrado senso restrito (Coutinho, 1978). Vários tipos de vegetação ocorrem neste domínio, causando grandes controvérsias sobre o que deve ser incluído no conceito geral de Cerrado (Einten, 1981).

O Bioma Cerrado ou Savana (IBGE, 2012) ocupava uma área de cerca de 2 milhões de km² no território brasileiro, correspondendo a 25% da superfície do país. Entretanto, segundo Bertoncini (1996) esta região foi a que mais sofreu transformações. Uma das principais bases da economia brasileira até o final década de 70 era a pecuária extensiva e o garimpo, principalmente no Planalto Central. A pecuária dependia da utilização de pastagem nativa. Com isso, a ocupação da região do bioma Cerrado foi inevitável e com o incentivo do governo a vegetação nativa começou a ser derrubada (Almeida *et al.*, 1998), restando pouco de sua área original.

A cobertura vegetal se modificou devido ao predomínio de atividades antrópicas, como plantios anuais de soja, arroz e milho, onde em épocas de seca a paisagem se igualava a um deserto (Brandão *et al.*, 2001). A criação de centros urbanos, represamentos de água e áreas degradadas pelo desmatamento, mineração, dentre outros também auxiliaram na degradação deste ecossistema (Bertoncini, 1996). Segundo Dias (1999),

apenas 2,5% da área restante do cerrado são destinadas à preservação e 1,1% é legalizado como Área de Proteção Ambiental.

Com os incentivos fiscais na área de reflorestamento para a região de Agudos e Lençóis Paulista e com a preocupação na década de 70 da escassez de combustível, o metanol seria a “salvação” para muitos, sendo a área florestal nativa - cerrado, considerada ideal para o fornecimento de matéria prima (Bombonatti, 1979). Bombonatti (1979) considerava o bioma cerrado como áreas que possuíam solos menos favorecidos e de baixa fertilidade, bioma encontrado na região de Agudos e Lençóis Paulista. Considerava ainda esta região propícia e recomendada para a produção do metanol, pois a cada 2,4 kg de madeira nativa, resultaria em 1 kg de metanol. Mesmo não se concretizando esta idéia, nota-se como era o pensamento, na época, com relação ao uso de madeira nativa.

Segundo Ribeiro *et al.* (1994) o uso de espécies nativas do cerrado é uma alternativa econômica devido às várias utilidades das mesmas, como alimentação e propriedades farmacológicas (Rizzini&Mors, 1976), madeira bruta (Silva&Almeida, 1990) e comércio de plantas ornamentais (Brandão&Laca-Buendia, 1991).

No estado de São Paulo resta menos de 1% da área original do Cerrado (Bertoncini, 1996), por isso não se encontram todas as diferentes fisionomias de vegetação. Para o município de Agudos (SP) tem-se conhecimento de pesquisas que relatam fitofisionomias de cerrado, cerradão e floresta estacional semidecidual (Coral *et al.*, 1991; Cavassan *et al.*, 1993; Bertoncini, 1996; Paschoal&Montanholi, 1997; Christianini, 1999; Kronka *et al.*, 1998, 2003; Paschoal, 1997, 2004).

1.1.3 Cerradão – Savana Florestada

O Cerradão é a formação florestal do bioma cerrado com características esclerófilas¹ (Sano *et al.*, 2008). Segundo IBGE (2012) e a Secretaria do Meio Ambiente (SÃO PAULO, 1995) o cerradão apresenta um tipo de vegetação peculiar, que difere do cerrado propriamente dito pelo seu aspecto florestal, onde o dossel é dominado por árvores altas e pouco tortuosas. Ocorre em solos vermelhos e arenosos, ligeiramente ácidos, profundos, de média fertilidade e com cobertura vegetal variando de 50 a 90% da área do solo, com associações arbustivas e arbóreas diferenciadas (Brandão *et al.*, 2001). A estratificação é composta geralmente de três camadas: estrato arbóreo (denso); estrato

¹Esclerófilo refere-se aos vegetais que apresentam folhas duras, coriáceas (Ferri *et al.*, 1998).

arbustivo (nítido e muitas vezes denso); e o estrato herbáceo (ralo com poucas gramíneas) com ocorrência freqüente de trepadeiras e algumas epífitas (IBGE, 2012; Brandão *et al.*, 2001). Os indivíduos arbóreos podem ser decíduos na estação seca e apresentam copas que se tocam, porém com penetração irregular de luz (Brandão *et al.*, 2001).

Para Coutinho (2006),

“O fato dos cerradões densos e fechados conterem espécies de cerrado, não deve ser critério para incluílos no bioma savânico do Cerrado, uma vez que a flora não deve ser levada em conta, segundo os conceitos de bioma dos principais autores internacionais, como já se salientou atrás. Pode significar, isto sim, que pertençam todos a uma mesma província florística. Eles já estão fora dos limites fisionômicos e ambientais deste bioma. Neles já não existe um estrato herbáceo heliófilo, já não há mais ocorrência de fogo, distinguindo-se fisionômica e funcionalmente. Tais cerradões representam transições entre o bioma de savana do Cerrado e o bioma da floresta tropical estacional semicaducifólia.”

À exemplo da floresta estacional semidecidual, as características da vegetação do Cerradão foram consideradas, sendo importante conhecer o seu processo de formação. Segundo IBGE (2012) e Secretaria do Meio Ambiente (SÃO PAULO, 1995) o Cerradão é dividido em três estádios:

Estágio inicial: predomina neste estágio o estrato herbáceo com vegetação predominantemente herbácea composta por associações arbustivas e arbórea sendo esta, composta por indivíduos dispersos com altura média entre 2 e 4 metros, formando uma cobertura de até 10% da área do solo.

Estágio médio: predomina neste estágio o estrato arbustivo-arbóreo com fisionomia do Cerrado sentido restrito, onde a vegetação apresenta associações arbóreas e arbustivas sobre a herbácea. Suas árvores apresentam alturas entre 4 e 8 metros e são medianamente espaçadas e com grande número de plantas arbóreas jovens com cobertura de cerca de 10%. A cobertura arbustiva é maior que 40%.

Estágio avançado: predomina neste estágio o estrato arbóreo com fisionomia de Cerrado, sentido restrito, onde a vegetação é predominantemente arbórea, com árvores que apresentam altura entre 8 e 12 metros. Este estágio mostra-se com plantas lenhosas de altura maior que dois metros e sem ramificações próximas à base. Ocorrem associações arbóreas e arbustivas diferenciadas, podendo ou não ocorrer associação herbácea. Representando a forma mais densa do bioma cerrado este estágio apresenta uma cobertura maior que 60% da área do solo.

Algumas famílias encontradas no cerrado são: Annonaceae, Asteraceae, Caryocaraceae, Caesalpinaceae, Celastraceae, Clusiaceae, Combretaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Mimosaceae, Myristicaceae, Poaceae, Proteaceae, Sapotaceae e Vochysiaceae.

Algumas pesquisas sobre floresta estacional semidecidual, cerrado e cerrado foram realizados no Estado de São Paulo, região de Agudos e Bauru, para se conhecer a estrutura e diversidade destes. Veloso (1948), cita para a região de Bauru a ocorrência de uma área de cerrado com fisionomia relacionada a fatores edáficos. Coral *et al.* (1991), anos mais tarde, realizando um levantamento florístico em Agudos, caracterizaram a vegetação encontrada como cerrado, que também foi mencionado por Cavassan (1990) em Bauru. O gradiente observado por Coral *et al.* (1991), sugere a existência de uma forte correlação entre as características edáficas e a vegetação da área. Esta vegetação encontrada apresentava características de cerrado, porém em transição com a floresta estacional semidecidual.

Ferracini *et al.* (1983) amostraram 27 espécies com diâmetros maior ou igual a 3cm na região de Bauru. Na mesma época em Botucatu, Silberbauer-Gottsberger&Einten (1983), analisaram um hectare de cerrado em 100 quadrados de 10 m x 10 m, encontrando 54 espécies com perímetro maior ou igual a 10 cm.

A primeira pesquisa sobre floresta mesófila semidecídua na região de Bauru foi um levantamento fitossociológico na Estação Ecológica de Bauru, antiga Reserva Estadual de Bauru (Cavassan *et al.*, 1984).

Cavassan *et al.* (1993), adotando diâmetro maior ou igual a 3 cm caracterizaram a vegetação estudada por Coral *et al.* (1991) encontrando uma diversidade de 3,38 nats/ind. Com o mesmo critério de inclusão de espécies, Bicudo (1996) estudou a ciclagem de nutrientes através da serapilheira em Botucatu.

Bertoncini (1996) encontrou em Agudos a maior similaridade florística desta área com trabalhos realizados em Bauru e Botucatu em fisionomias de cerrado. Um ano depois, Paschoal&Montanholi (1997) caracterizando o estrato arbustivo-arbóreo da região de Agudos encontraram espécies típicas de cerrado, porém em uma área bastante perturbada, sem apresentar similaridade florística com outras áreas estudadas da região.

Christianini (1999), analisando os critérios de inclusão em uma mata mesófila semidecídua no município de Agudos, encontrou ocorrência de algumas espécies comumente citadas para fisionomias de cerrado. O fragmento amostrado por ela não

apresentou similaridade a nenhuma das 19 áreas de mata pesquisadas, confirmando a baixa similaridade florística entre as matas do interior paulista.

Paschoal (2004), avaliando a capacidade de regeneração de uma vegetação natural em áreas de reflorestamentos de espécies exóticas no município de Agudos, encontrou áreas de floresta estacional semidecidual com baixa similaridade em relação a outras comparadas por ela, mostrando que a área estudada encontrava-se frágil e de difícil recuperação. Na mesma região, Neves *et al.* (2010), encontraram baixos índices de diversidade para os fragmentos florestais nativos amostrados em relação a outros estudos da região.

1.2 Estudo da biodiversidade

Qualquer estratégia para resguardar o ambiente natural deve assegurar a proteção da biodiversidade. Todas as formas de vida que habitam um país constituem um patrimônio insubstituível para cada espécie. Os benefícios reais que o papel destas espécies nos proporciona são, relativamente, desconhecidos assim como o potencial futuro desta fonte.

Atualmente, o desaparecimento das populações está relacionado à perturbação exercida sobre o meio ambiente pelas atividades antrópicas tornando-se o maior desafio ambiental que a humanidade deve enfrentar nos próximos anos. Dado o risco evidente de perda de diversidade biológica, a finalidade essencial da preservação de fragmentos florestais está voltada para proteção desta (Moreno, 2001). No entanto, para que haja uma proteção efetiva destes fragmentos, é necessário obter ferramentas confiáveis capazes de medir sua variação no espaço e no tempo.

Posto isso, uma das dificuldades atreladas aos processos de avaliação da biodiversidade é o fato do termo ser interpretado de forma diversa consoante ao grupo profissional ou social que o interpreta.

Segundo Araújo (1998),

“...as referências mais frequentes consideram biodiversidade como um conceito (p.e., variedade da vida - Wilson, 1992), uma entidade mensurável (p.e., riqueza mais equitabilidade - Magurran, 1988; grau de diferenciação taxonômica - Vane-Wright et al. 1991), ou uma preocupação sobre a redução acelerada da diversidade da vida (p.e., biodiversidade como sinônimo de conservação - Browman, 1993). Este problema, que alguns autores (Williams, 1993) identificaram com o carácter “pseudocognitivo” do conceito de biodiversidade, já tinha sido referido, por McIntosh (1985), no contexto

dautilização de conceitos básicos em Ecologia, como comunidade, ecossistema, estabilidade, etc.: *“ecologists ... often used a word to mean just what they chose it to mean with little regard for others said it meant”*.

Diante da extinção de espécies causada por atividades antrópicas, ocasionando o descimento da diversidade e perda de potencialidades naturais que estimulam a biotecnologia (Martins & Santos 1999), torna-se urgente o desenvolvimento de pesquisas que visam inventariar e quantificar a riqueza de espécies, possibilitando a compreensão da estrutura e do funcionamento de comunidades e, concomitantemente, subsidiando a elaboração de atividades de manejo e estratégias que têm por objetivo a conservação da paisagem.

Neste sentido, os estudos de avaliação da biodiversidade podem ser classificados, de acordo com os seus objetivos, em dois tipos:

- 1) estudos de monitoramento ou de caracterização de comunidades, tais como as plantas herbáceas, avaliando mudanças nos habitats ou ecossistemas ao longo do tempo ou em decorrência de perturbações ambientais (Noss, 1990; Murphy & Noon, 1992; Kremen, 1992); e
- 2) estudos de inventários anotando os padrões de distribuição geográfica de categorias taxonômicas ou unidades ecológicas, geralmente com o objetivo de estabelecer áreas de conservação (McKenzie et al. 1989).

No primeiro caso, as amostras são usadas para estimar a distribuição da abundância das espécies, riqueza de espécies da comunidade e complementaridade com outras comunidades. Em contraste, o inventário visa obter uma precisa lista de espécies.

De acordo com a maior ou menor ênfase que se coloca na riqueza ou na equitabilidade, as medidas de diversidade de espécies podem ser classificadas em três categorias: índices de riqueza; modelos de abundância e índices baseados na abundância proporcional (heterogeneidade). As medidas de riqueza expressam o número de espécies por unidade de área ou por número de indivíduos, ou seja, dá maior ênfase ao número de espécies existentes. As medidas de riqueza de espécies ainda podem considerar o número de espécies por número de indivíduos, por biomassa ou ainda por área.

As medidas de abundância consideram o modelo ao qual se ajusta a distribuição de abundância entre as espécies da comunidade, usando parâmetros do modelo e a equitabilidade para expressar a diversidade, ou seja, prioriza-se a uniformidade entre as

abundâncias das espécies e no terceiro caso, procura-se considerar riqueza e uniformidade como única medida. As medidas de heterogeneidade consideram a abundância relativa das espécies e expressam a diversidade juntando a riqueza e a diversidade num único índice (Magurran, 1988).

A grande maioria dos métodos propostos para avaliar a diversidade de espécies se refere à diversidade dentro das comunidades (alfa). Para diferenciar os vários métodos em função de variáveis biológicas que medem, dividiu-os em dois grupos: 1) Os métodos baseados na quantificação do número de espécies presentes (riqueza específica), 2) Métodos baseados na estrutura da comunidade, ou seja, a distribuição valor de importância proporcional de cada espécie (abundância relativa de indivíduos, biomassa, cobertura, produtividade, etc.). Os métodos baseados na estrutura podem ser baseados na dominância e equidade da comunidade (Moreno, 2001).

Para esta tese, apresentam-se descritos os índices utilizados.

1.2.1 *Parâmetros de Diversidade*

- Índice de Shannon-Weaver (H'): considera igual peso entre as espécies raras e abundantes (MAGURRAM, 1988). Quanto maior for o valor de H' , maior será a diversidade florística da população em estudo. Este índice pode expressar riqueza e uniformidade.
- Índice de Dominância de Simpson (C): mede a probabilidade de dois indivíduos, selecionados ao acaso na amostra, pertencer à mesma espécie (BROWER & ZARR, 1984). Uma comunidade de espécies com maior diversidade terá uma menor dominância. O valor estimado de C varia de 0 (zero) a 1 (um), sendo que para valores próximos de um, a diversidade é considerada maior.
- Índice de Equabilidade de Pielou (J'): O Índice de Equabilidade pertence ao intervalo $[0,1]$, onde 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes. É considerado como índice de abundância proporcional (Moreno, 2001).

1.2.2 *Parâmetros Fitossociológicos*

- Densidade: revela a estimativa do número de indivíduos por hectare, podendo ser representada pelo número total de indivíduos da comunidade ou pelo número de indivíduos de uma mesma espécie.
- Dominância: exhibe a estimativa da área de secção transversal dos troncos por unidade de área. É calculada a partir da medida do perímetro ou diâmetro do tronco a uma altura padrão.
- Frequência: é a expressão do percentual de ocorrência das espécies nas parcelas amostrais.
- Valor de Importância: somatório dos valores relativos de densidade, dominância e frequência.
- Valor de Cobertura: somatório dos valores relativos de densidade e dominância.
- Área Basal por hectare: somatório das áreas basais de cada espécie.

1.3 **Fragmentação e seus efeitos**

Segundo IBGE (2004) fragmento ou remanescente é uma parte da cobertura vegetal nativa original de uma região que ainda permanece em meio a áreas com vegetação alterada pela ação humana.

A correlação entre fragmentos e ilhas é uma temática que vem sendo discutida a bastante tempo (Preston, 1962; MacArthur, 1967) e evidencia a importância da área e do isolamento de ilhas para explicar o número e composição de espécies de organismos (Anjos, 1998). A preocupação com a conservação da biodiversidade em florestas em paisagens cada vez mais fragmentadas levou ao delineamento de recomendações para a implantação de áreas de conservação; em termos gerais, preservar áreas grandes e próximas entre si, se possível ligadas por corredores verdes, do que áreas pequenas e isoladas. Estudos posteriores indicaram a importância da heterogeneidade do habitat no fragmento (Connor e McCoy, 1979; Connor e Simberloff, 1983 apud Anjos, 1998).

As fragmentações de grandes extensões territoriais causaram transformações significantes na paisagem no último século e, dentro do contexto mundial da transformação da paisagem, os fragmentos florestais ganharam enorme importância (Zaú, 1998). Segundo Kageyama&Gandara (1998), a fragmentação florestal provoca a diminuição do número de indivíduos de uma população e esta passa a ter um tamanho menor.

Embora da dificuldade em constituir um padrão único e o significado dos efeitos da fragmentação considerando a ampla gama de estudos realizados com o tema (Fahrig, 2003; Ries *et al.*, 2004), uma série de mudanças nas comunidades vegetais, incluindo o aumento de pioneiras, trepadeiras (Lovejoy *et al.*, 1986; Laurance, 1991; Saunders *et al.*, 1991), e de espécies não-zoocóricas ou que ocupam o dossel (Tabarelli *et al.*, 1999) tem sido apontada como decorrente do processo de fragmentação florestal (Bernarcci *et al.*, 2006). Ainda, a invasão de espécies alóctones (Janzen, 1983, 1986; Turner, 1996), extensão do efeito de borda, redução nas taxas de migração (Turner, 1996), aumento das taxas de mortalidade e recrutamento (Laurance *et al.*, 1998), e diminuição da biodiversidade com perda de espécies raras e ameaçadas de extinção (Turner, 1996; Oliveira *et al.*, 2004), levando à simplificação e homogeneização biótica entre os fragmentos (McKinney & Lockwood, 1999; Oliveira *et al.*, 2004), têm sido indicados como efeitos da fragmentação.

A Mata Atlântica, por exemplo, se apresenta como um mosaico composto por poucas áreas relativamente extensas, principalmente nas regiões sul e sudeste do Brasil (Kageyama&Gandara, 1998). No caso do Brasil, com pequenos percentuais do território protegidos legalmente, os estudos em fragmentos vêm se intensificando e alcançando grande relevância (Zaú, 1998).

O processo de ocupação humana transformou a Mata Atlântica e o Cerrado em uma paisagem fragmentada, onde diversos remanescentes florestais, a maioria com áreas inferiores a 500 ha, são cercados por diferentes tipos de uso da terra com diferentes graus de impactos (Freitas&Crus, 2003). Os reflexos da ação antrópica estimulam a tomada de consciência social da necessidade de conservação ambiental destes fragmentos (Paschoal, 2004). A acelerada degradação das áreas silvestres coloca em risco toda essa riqueza, tornando-se então premente a necessidade de estudos nestes locais (Paschoal&Montanholi, 1997).

Segundo Toniato&OliveiraFilho (2004), projetos de longo prazo vêm sendo desenvolvidos em fragmentos florestais de diferentes tamanhos, procurando conhecer os efeitos da fragmentação na fauna e na flora. Esta fragmentação mantém a impressão de permanência da floresta, mas sem garantia de sobrevivência das espécies nativas devido à perda de indivíduos reprodutivos, alterações no habitat e nas relações ecológicas entre espécies (Rankin-de-Morena&Ackerly, 1987 apud Toniato&Oliveira Filho, 2004).

Para o Estado de São Paulo, a rapidez com que a vegetação nativa desaparece revela o extremo cuidado que se deve tomar com os fragmentos restantes

(Paschoal&Montanholi, 1997). Nas margens destes fragmentos, diversos estudos detectam alterações nas condições microclimáticas, que podem ser acompanhadas por mudanças na estrutura e composição florística destes locais se comparada ao interior da floresta (Toniato&Oliveira Filho, 2004).

Dados de estudos no Estado de São Paulo (Kronka *et al.*, 2005) mostram que restam apenas 12% da Mata Atlântica, sendo que menos do que 5% são efetivamente de florestas nativas, pouco antropizadas. No Planalto Atlântico Paulistano, embora as florestas nativas (pouco antropizadas) também representem apenas 5% da área total, a cobertura florestal remanescente total (todas as fases sucessionais) ocupa 41% do território, sendo a porção sul (município de Cotia e parte, cerca de $\frac{1}{4}$, de Ibiúna) mais bem preservada, com 17% de florestas pouco antropizadas e 52% de cobertura florestal remanescente total (Bernarcci *et al.*, 2006).

Nos últimos anos foram realizados workshops para a indicação de áreas de cerrado prioritárias para a conservação deste bioma, onde um grande número delas são fragmentos. Uma pesquisa realizada por Durigan *et al.* (2006), estabeleceu critérios e indicadores, aplicando-os para a seleção de remanescentes do Cerrado no Estado de São Paulo. Para tal, desenvolveu-se um algoritmo cuja aplicação resultou em uma classificação hierárquica dos fragmentos segundo seu valor biológico. Interpretação de imagens de satélite e expedições a campo foram os métodos utilizados.

O cerrado paulista se encontra na região periférica da distribuição geográfica deste bioma e por este motivo, sua distribuição natural no Estado de São Paulo já era fragmentada, tendo somente uma porção contínua no centro do Estado (Azevedo, 1998).

1.4 Geoestatística

A geoestatística teve suas primeiras aplicações no campo da mineração (Matheron, 1965), sendo depois utilizada em hidrologia (Delhomme, 1976).

O uso da geoestatística para cartografar propriedades do solo foi na década de 70 por grupos de pesquisadores das universidades de Davis (Califórnia) e Oxford (Inglaterra), interessados em estudar a variabilidade dos solos, sendo delas as primeiras publicações científicas sobre o assunto, no ano de 1980.

Em seguida, diversos trabalhos foram realizados, principalmente em três países: EEUU, Alemanha e Israel. Estes se limitando a apresentar os métodos geoestatísticos e a

comparação entre resultados proporcionados por outras técnicas estatísticas, porém sem muita expressão.

A aplicação da geoestatística em Ciência do Solo foi inicialmente utilizada para estudo das propriedades físicas (fluxo de água), e posteriormente para estudos da evacuação de solos e mais tarde fertilidade e problemas de contaminação.

1.4.1 *Introdução a Geoestatística*

A aplicação das ferramentas da estatística clássica de Fischer na experimentação agrícola, para que se possam empregar testes de comparação entre tratamentos, está vinculada à observação dos pressupostos básicos da análise de variância, tais como: a) independência entre observações; b) independência e homogeneidade entre os erros entre observações; c) aditividade dos efeitos; d) normalidade dos resíduos. No entanto, vários trabalhos têm demonstrado que observações vizinhas de variáveis do solo apresentam correlação ou dependência espacial (Vieira *et al.*, 1983; Prevedello, 1987; Scott *et al.*, 1994; Cambardella *et al.*, 1994; Cahn *et al.*, 1994; Paz *et al.*, 1996; Souza, 1999). Outros trabalhos têm evidenciado que observações vizinhas de atributos da planta também não são aleatórias e apresentam um comportamento espacial (Tabor *et al.*, 1984; Vieira *et al.*, 1987; Mulla, 1993; Salviano *et al.*, 1995).

Segundo Trangmar *et al.* (1985), Fietz (1998) e Gonçalves (1997), a estatística clássica assume que a variabilidade do valor de uma propriedade do solo em torno da média é aleatória e independente da posição espacial dos valores amostrais. No entanto, Vieira *et al.* (1981) mostraram que a variabilidade de propriedades do solo é espacialmente dependente, ou seja, dentro de um certo domínio, as diferenças entre os valores de uma propriedade do solo podem ser expressas em função da distância de separação entre as observações medidas. Conseqüentemente, os valores em locais mais próximos entre si são mais semelhantes, até um determinado limite, que aqueles tomados a maiores distâncias. Caso isto ocorra, os dados não podem ser tratados como independentes e um tratamento estatístico clássico não é o mais adequado (Eguchi, 2001).

Blackwell (1975) afirma que duas variáveis são independentes se a distribuição de cada uma, dados os valores da outra, é sempre igual à sua distribuição incondicional, isto é, não depende dos valores das outras variáveis. Se duas variáveis são independentes elas são, certamente, não correlacionadas. O problema está em que é impossível saber, antes de amostrar, de que maneira as amostras vão se comportar (dependente ou independente uma

da outra). Devido a essas limitações da estatística clássica e pelo fato dos solos serem heterogêneos, pois a maioria de seus atributos varia no espaço e no tempo, torna-se necessária a utilização de procedimentos estatísticos adicionais, que considerem e reflitam essas variações (Silva, 1988).

Assumindo as hipóteses exigidas pela estatística clássica, pode-se dizer que um valor medido é em parte explicado por uma média e em parte pela variação ao acaso, onde os desvios dos valores em torno da média, são assumidos como sendo independentes e com distribuição normal de média zero e variância 2, ou seja, a média aritmética dos dados amostrais é adotada como sendo bom estimador da posição central dos valores da população. A média é então tomada como estimativa da propriedade em locais não amostrados, tornando necessário identificar o nível de precisão dessa média como estimador, o que na estatística clássica é realizado através das medidas de dispersão (Pimentel Gomes, 1985; Trangmar *et al.*, 1985; Gonçalves, 1997). Não assumindo estas hipóteses, os experimentos de uso e manejo do solo estariam violando os pressupostos básicos da análise de variância, devido à variabilidade do solo não ser aleatória e à não normalidade dos dados, o que poderia implicar em uma interpretação errônea dos resultados, reduzindo a conveniência da aplicação da clássica análise de variância (Bhatti *et al.*, 1991; Ball *et al.*, 1993). É evidente que a estatística clássica, por si só, é insuficiente para retratar fielmente os efeitos dos tratamentos, precisando de formas complementares ou mesmo da definição de novos delineamentos experimentais.

A pesquisa agrônômica tem, constantemente, lançado mão de ferramentas da estatística clássica para testar diferenças entre tratamentos. Porém, quando se depara com uma situação onde a variabilidade da variável estudada é muito grande, encara-a como uma dificuldade e, normalmente, muitos dados deixam de ser analisados e publicados, por se considerar que esta variabilidade é um erro, ou resíduo, fruto de fatores não controlados e ao acaso (Reichardt *et al.*, 1986). Quando é verificado que a componente residual da variância é relativamente grande, o que normalmente é indicado por um alto valor do coeficiente de variação experimental (CV), o experimento fica prejudicado, sendo que a causa pode ser a variabilidade do solo, assumido como homogêneo no início, ao se estabelecer o experimento (Mata, 1997). Se a distribuição espacial das amostras for observada e levada em consideração, em muitos casos será possível tirar vantagem da variabilidade espacial (Mata, 1997). É oportuna a observação de Reichardt (1985) de que a estatística clássica e a geoestatística, ou estatística espacial, se completam. Uma não exclui

a outra, e perguntas não respondidas por uma, muitas vezes podem ser respondidas pela outra.

A metodologia proposta pela geoestatística difere da proposta pela estatística clássica, basicamente, na forma de avaliar a variação dos dados. Enquanto a estatística clássica pressupõe não haver relação entre a variação e a distância entre pontos de amostragem, isto é, as variações são aleatórias no espaço, a geoestatística considera existir uma dependência da variação com o espaço de amostragem e que, em parte, essas variações são sistemáticas (Silva, 1988). Sendo assim, a variabilidade espacial das variáveis pode ser estudada por meio das ferramentas da geoestatística, que se fundamenta na teoria das variáveis regionalizadas, segundo a qual os valores de uma variável estão, de alguma maneira, relacionados à sua disposição espacial e, portanto, as observações tomadas à curta distância se assemelham mais do que aquelas tomadas a distâncias maiores (Vieira *et al.*, 1981; Vauclin *et al.*, 1983). Uma premissa básica é que em todas as áreas existem regiões mais ricas do que outras, para uma determinada variável. Logo, amostras tomadas numa região mais rica seriam, em média, mais ricas do que aquelas tomadas numa região mais pobre, ou seja, o valor da variável regionalizada depende de sua localização (Souza, 1992; Mata, 1997), isto é, o valor da variável regionalizada $f(x)$ depende da posição espacial x (Mata, 1997).

O emprego da geoestatística, com o objetivo de identificar e avaliar a estrutura espacial das variáveis introduz uma nova e importante dimensão para a análise da interação entre propriedades do solo e atributos das culturas. As ferramentas da geoestatística permitem a análise de dependência espacial, a partir do ajuste de semivariogramas experimentais a uma função simples, segundo um modelo matemático, e a caracterização da variabilidade espacial, por meio do mapeamento da variabilidade a partir da estimativa, sem tendenciosidade, de dados para locais não amostrados. Com a utilização destas ferramentas pode-se analisar dados de experimentos, com a possibilidade de obter informações não reveladas pela estatística clássica (Salviano, 1996).

Segundo Folegatti (1996), para o ajuste de semivariogramas a normalidade dos dados não é necessária, mas desejável. Caso a distribuição não seja normal, mas seja razoavelmente simétrica, podem-se admitir as hipóteses necessárias à construção do semivariograma. De acordo com Vieira & Lombardi Neto (1995) os cálculos utilizados em geoestatística não requerem o conhecimento da distribuição de freqüências da variável analisada.

Na teoria das variáveis regionalizadas, $Z(x)$ pode ser definida como uma variável aleatória que assume diferentes valores Z em função da posição x dentro de uma certa região S , uni, bi ou tridimensional, com certa aparência de continuidade (Souza, 1999). O conjunto de variáveis $Z(x)$ medidas em toda a área pode ser considerado uma função aleatória $Z(x)$, uma vez que são variáveis aleatórias, regionalizadas e considera-se que a dependência entre elas é regida por algum mecanismo probabilístico (Isaaks & Srivastava, 1989).

A obtenção de informações a respeito da variabilidade espacial das propriedades do solo e das plantas é de grande importância para a avaliação da fertilidade; levantamento, mapeamento e classificação de solos; desenvolvimento de esquemas mais adequados de amostragens, entre outros, visando à melhoria das condições de manejo e o incremento de produtividade das culturas (Souza, 1992). Para aplicação da geoestatística, um conjunto de amostras homogeneamente distribuído na região-alvo seria o ideal, mas isto poderia vir acompanhado por um viés provocado pela presença de algum padrão embutido no próprio perfil da região (Lamparelli, 2001). Por essa razão, uma certa aleatorização sempre é preferida. Apesar de a aleatorização vir acompanhada por uma certa dificuldade de localização das amostras, e talvez uma incompleta cobertura da área estudada quando o número de amostras não é suficientemente grande, estimadores de estatísticas como média e variância não são viciados nesse caso. Uma mistura dos dois esquemas, regular e aleatório, seria o ideal para que se mantivessem os principais benefícios de cada esquema em separado. A amostragem aleatória estratificada possui parte das vantagens do esquema aleatório e do regular. Os pontos são alocados aleatoriamente dentro de uma célula da grade. Com isso cobre-se parte do problema do viés nas estimativas, ainda mantendo uma distribuição homogênea na área.

1.4.2 *Estatística descritiva*

Antes da aplicação das ferramentas geoestatísticas, os dados devem ser analisados inicialmente através dos procedimentos da análise estatística descritiva, para visualizar o comportamento geral dos dados e identificar possíveis valores discrepantes, fundamental para a tomada de decisões sobre os procedimentos a serem realizados (Salviano, 1996).

As medidas estatísticas usualmente calculadas são: média, mediana, desvio padrão, valores máximo e mínimo, limites inferior e superior, amplitude total, amplitude interquartílica, coeficiente de assimetria e de curtose, coeficiente de variação, variância,

teste paramétrico de normalidade de Shapiro-Wilk (W) e não-paramétrico de normalidade de Kolmogorov-Smirnov (KS). Nos casos em que os atributos estudados apresentam valores discrepantes ("outliers"), esses devem ser descartados e, nessas situações, deve-se aplicar novamente os procedimentos da análise descritiva sem os valores discrepantes.

Os parâmetros estatísticos que descrevem um conjunto de dados podem ser divididos em três classes: (a) de tendência ou posição central; (b) de dispersão e (c) de assimetria e curtose (Spiegel, 1993).

O parâmetro de tendência ou posição central mais conhecido e utilizado na estatística clássica é a média aritmética (Webster & Oliver, 1990), devido principalmente, a simplicidade de sua obtenção e as fortes propriedades matemáticas a ela inerentes, que permitem sua utilização em problemas tanto teóricos como práticos (Iemma, 1992). Outro parâmetro de tendência central é a mediana, que representa o valor central da variável quando as observações são classificadas em ordem crescente. Portanto a quantidade de valores menores e maiores que a mediana são iguais. Matematicamente a mediana é menos tratável que a média, mas apresenta a vantagem de ser menos sensível a valores discrepantes (Webster & Oliver, 1990). A moda de um conjunto de dados é o valor que ocorre com a maior frequência, podendo não existir e mesmo que exista, não ser única (Spiegel, 1993).

Sendo assim, as medidas de posição ou de tendência central, usuais nos estudos de solo, são: média aritmética, mediana e moda (Garcia & Garcia, 1997). Elas descrevem o equilíbrio ou o centro de uma distribuição (Silveira Junior *et al.*, 1989), e o termo central deve-se ao fato de que, na maioria dos conjuntos de dados, o valor típico se situa na região central (Goés, 1980). Segundo Costa Neto (1990), Libardi *et al.* (1996), Salviano (1996) e Farias (1999), valores das três medidas aproximadamente iguais, sugerem um possível ajuste dos dados a distribuição normal.

Através das mesmas, pode-se confirmar se um dado é realmente um valor discrepante ou não; se sim, a retirada do mesmo implicaria numa modificação dos valores da média e mediana, que tornariam mais semelhantes (Salviano, 1996).

Importante lembrar que a amplitude total não é uma medida apropriada para representar a dispersão dos dados, pois é muito influenciada por valores perturbadores, além de considerar apenas dois valores do conjunto de dados. Toledo & Ovalle (1982) afirmam que a amplitude total, por levar em conta apenas os valores extremos de um

conjunto de dados, apresenta grande instabilidade, sendo muitas vezes afetada de forma bastante acentuada pela ocorrência de apenas um valor particularmente anormal.

Quando se constata que a amplitude total (A_t) se relaciona bem com a amplitude de variação entre o valor máximo e mínimo, demonstra que ela é uma medida apropriada para se observar a dispersão do conjunto de dados. Caso isto não ocorra deve-se analisar a relação entre os valores do quartil inferior e do superior, para se constatar se apresentam variações pequenas, o que evidencia que a amplitude interquartílica é uma medida mais apropriada para caracterizar a dispersão dos dados (Libardi *et al.*, 1996; Souza, 1999).

Os quartis, embora não sejam medidas de tendência central, são medidas de posição que apresentam uma concepção semelhante à mediana. Enquanto a mediana divide a distribuição ou conjunto de dados em duas partes iguais quanto ao número de elementos de cada parte, os quartis dividem em quatro partes iguais, cada qual com 25% dos dados (Queiroz, 1995). Quando na análise de um conjunto de dados se verifica a ocorrência de observações perturbadoras, isto é, observações que podem produzir efeito adverso substancial nas medidas estatísticas não resistentes, a amplitude interquartílica (dispersão dos quartis) constitui uma medida simples e resistente que pode ser usada para comparar a dispersão de diferentes conjuntos de dados, já que a amplitude total constitui uma medida de dispersão bastante influenciada por estas observações (Hoaglin *et al.*, 1983).

A dispersão dos valores dos dados pode ser expressa pela amplitude interquartílica, que indica a concentração de dados próximos à média. A relação amplitude interquartílica/amplitude total define o quanto a participação de 50% dos dados representa na dispersão total dos valores do conjunto, evidenciando ou não a suscetibilidade da amplitude total a valores extremos. A pequena dispersão dos valores dos dados é expressa por um valor baixo da amplitude interquartílica, que indica uma grande concentração de dados próximos à média. Valores baixos resultantes da relação entre amplitude interquartílica/amplitude total indicam que a participação de 50% dos dados representou pouco da dispersão total dos valores, evidenciando a grande suscetibilidade da amplitude total a valores extremos (Fietz, 1998).

As variações em termos de análise dos quartis são importantes por não serem influenciadas por valores extremos, possivelmente atípicos, podendo ser consideradas como medidas mais apropriadas da dispersão dos dados (Queiroz, 1995).

Grossi Sad (1986) revela que um modo muito objetivo de se estimar a variabilidade das amostras é comparar o comportamento do parâmetro estudado com modelos teóricos,

utilizando-se curvas de distribuição de frequência. As curvas de frequência mais usuais, obtidas a partir de variáveis do solo são: as curvas normais ou de Gauss e logarítmica normal (Grossi Sad, 1986; Spiegel, 1993). Conforme Assis *et al.* (1996) sua importância resulta do fato de que muitas técnicas estatísticas, como análise de variância, de regressão e alguns testes de hipóteses assumem e exigem a normalidade dos dados.

Ao analisarem a variabilidade espacial de atributos físicos do solo, Nielsen *et al.* (1973) concluíram que, para as variáveis argila, areia, densidade do solo e teor de água, os dados apresentaram uma distribuição normal. Vários trabalhos confirmam distribuição normal dos dados para densidade do solo (Coelho, 1974; Cassel & Bauer, 1975), granulometria (Guma, 1978) e teor de água na saturação (Cameron, 1978).

Se a distribuição não é normal, significa que a média aritmética é uma medida bastante influenciada pelos valores extremos, não sendo uma medida de tendência central adequada para a representação dos dados (Queiroz, 1995; Farias, 1999; Eguchi, 2001).

O desvio padrão dá idéia do afastamento dos valores observados em relação à média estimada e o coeficiente de variação dá idéia da precisão com que foi realizado o experimento (Carvalho, 1991).

O coeficiente de variação (CV) é uma relação entre o desvio padrão e a média do conjunto de dados e expressa o grau de variabilidade do atributo, não refletindo sua forma (Grossi Sad, 1986). No trabalho de Nielsen *et al.* (1973) em uma área de 150 ha com 120 pontos de amostragem, foi obtido CV para densidade do solo com valor de 8% (considerado baixo), para retenção de água, 17%, enquanto que para argila, silte e areia os valores deste coeficiente foram de 42%, 22% e 17%, respectivamente.

A utilização do coeficiente de variação na avaliação da variabilidade dos dados tem a vantagem de permitir a comparação entre propriedades distintas, pois, é uma medida adimensional, apresentando o mesmo valor independentemente das unidades utilizadas nas medidas (Warrick & Nielsen, 1980; Dourado Neto, 1989; Machado, 1994). A variabilidade dos dados pode ser classificada de acordo com os critérios propostos por Warrick & Nielsen (1980), que consideram os valores do coeficiente de variação entre 12% e 60% como de média variabilidade e os valores abaixo e acima deste intervalo como de baixa e alta variabilidade, respectivamente.

O desvio padrão e o CV dão idéia da magnitude de variabilidade de propriedades químicas e físicas dos solos, porém nada informam quando a estrutura de dependência

espacial dessas propriedades, o que só é possível através de técnicas geoestatísticas (Souza, 1999).

1.4.3 Semivariograma

A estimativa da dependência entre amostras vizinhas no espaço pode ser realizada através da autocorrelação que é de grande utilidade quando se está fazendo amostragem em uma direção. Quando a amostragem envolve duas direções (x,y) o instrumento mais indicado na estimativa da dependência entre amostras é o semivariograma (Silva, 1988).

O semivariograma analisa o grau de dependência espacial entre amostras dentro de um campo experimental, além de definir parâmetros necessários para a estimativa de valores para locais não amostrados, através da técnica de krigagem (Salviano, 1996).

Ele é definido a partir da semivariância das medidas feitas em amostras espaçadas no campo de determinada distância h, ou seja, o "lag" (Webster, 1985). Supondo que no local x onde cada x representa um par de coordenadas (x,y), Z(x) é o valor obtido para um atributo do solo e para o local x+h o valor Z(x+h) para o mesmo atributo (onde h é o "lag"), a variância para este par de valores é a soma do quadrado da diferença de cada valor com a média Z.

$$S^2 = [Z(x) - \bar{Z}]^2 + [Z(x+h) - \bar{Z}]^2$$

Desenvolvendo-se esta equação, onde a média \bar{Z} é:

$$[Z(x) + Z(x+h)] \div 2$$

obtêm-se:

$$S^2 = \frac{1}{2} [Z(x) - Z(x+h)]^2$$

Essa é a variância para esse par de observações. Se houver N pares de observações separadas pela distância h ("lag"), tem-se então o semivariograma médio:

$$y(h) = \frac{1}{2} N(h) \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2$$

Onde $N(h)$ é o número de pares de amostras, $Z(x)$ e $Z(x+h)$, separadas por uma distância h , e Z representa os valores medidos para propriedades do solo ou atributos da cultura. O gráfico de $y(h)$ versus h representa o semivariograma, que permite obter a estimativa do valor de semivariância para as diferentes combinações de pares de pontos e assim analisar o grau de dependência espacial da variável estudada e definir os parâmetros necessários para a estimativa de suas características em locais não amostrados (Souza, 1999).

À medida que h aumenta $y(h)$ também aumenta, pois é de se esperar que amostras tiradas a uma pequena distância entre si apresentem $Z(x)-Z(x+h)^2$ menores que aquelas tiradas a distâncias maiores (Silva, 1988; Camargo, 1997). Os parâmetros do semivariograma (Figura 3), são: efeito pepita (**Co**), que é o valor de y quando $h=0$; quando h aumenta freqüentemente, aumenta até uma distância **a**, chamada de alcance (**a**) da dependência espacial; e a partir da qual $y(h)$ neste ponto é chamado de patamar (**C+Co**), cujo valor é aproximadamente igual à variância dos dados, se ela existe, e é obtido pela soma do efeito pepita e a variância estrutural (**C**).

Amostras separadas por distâncias menores do que o alcance são espacialmente dependentes, enquanto aquelas separadas por distâncias maiores, não são, ou seja, um semivariograma igual à variância dos dados implica em variação aleatória. O alcance também é utilizado para definir o raio de ação ("*range*") máximo de interpolação por krigagem, onde os pesos utilizados na ponderação podem afetar os valores estimados (Souza, 1992).

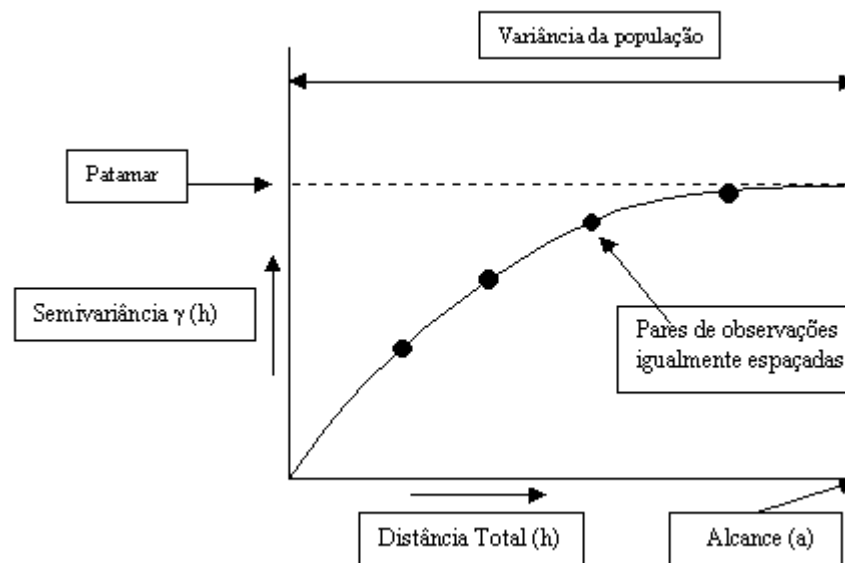


Figura 3 - Semivariograma ideal

O raio de ação é um dos parâmetros principais no estudo da variabilidade espacial pois é a distância limite na escolha do tipo de estatística a ser aplicada. As distâncias menores que o "limite" as variáveis são dependentes espacialmente podendo ser usada a geoestatística. Já as distâncias maiores que o "limite" há independência entre as variáveis podendo ser aplicada a estatística clássica (Silva, 1988).

No comportamento típico de um semivariograma ajustado, o valor de semivariância aumenta à medida que aumenta a distância de separação entre os pontos, até estabilizar-se, ou seja, atingir um patamar (Silva Junior, 2001). O patamar ("*sill*") é atingido quando a variância dos dados se torna constante com a distância entre as amostras. O valor de $\gamma(h)$ nesse ponto é aproximadamente igual a variância total dos dados. É um parâmetro importante pois permite a determinação da distância limite entre dependência e independência entre as amostras (Silva, 1988).

Geralmente os semivariogramas com maior e menor patamar apresentam maior e menor variância amostral respectivamente. Esse comportamento deve-se aos valores do patamar, que são aproximadamente iguais à variância dos dados (Fietz, 1998).

Segundo Tringmar *et al.* (1985) em alguns casos a semivariância pode aumentar, continuamente, sem mostrar um patamar definido, prejudicando o entendimento da sua variação espacial, indicando a presença de tendências e ausência de estacionaridade. Outros semivariogramas mostram uma completa ausência de estrutura espacial, implicando

na existência de um relacionamento, dificilmente quantificável entre amostras, pela escala de amostragem usada.

Pela equação do semivariograma é de se esperar que $y(0)=0$, mas isso normalmente não ocorre pois á medida que h se aproxima de 0, $y(h)$ se aproxima de um valor positivo chamado efeito pepita ou "*nugget effect*" (Isaaks & Srivastava, 1989; Camargo, 1997; Lamparelli *et al.*, 2001). Esse valor revela a descontinuidade do semivariograma para distâncias menores do que a menor distância entre as amostras e que parte dessa descontinuidade pode ser devida a erros de medição ou a variabilidade a uma escala menor do que aquela amostrada, sendo impossível quantificar o que contribui mais.

De acordo com Trangmar *et al.* (1985) um efeito pepita de 0% indica que o erro experimental é praticamente nulo e que não existe variação significativa a distâncias menores que a amostrada. Quanto menor a proporção do efeito pepita para o patamar, maior será a semelhança entre os valores vizinhos e a continuidade do fenômeno e menor a variância da estimativa e, portanto, maior a confiança que se pode ter nas estimativas (Vieira, 1997; Vieira, 1998).

Esse parâmetro pode facilitar a comparação do grau de dependência espacial das variáveis em estudo (Trangmar *et al.*, 1985). Para a análise do grau de dependência espacial das variáveis pode-se utilizar a classificação de Cambardella *et al.* (1994), onde são considerados de forte dependência espacial os semivariogramas que têm efeito pepita $\leq 25\%$ do patamar, moderada quando entre 25 e 75% e de fraca quando $>75\%$.

Alta porcentagem obtida para o efeito pepita reflete que grande parte da variação encontrada é devida a variações a distâncias menores que a distância amostrada. Para diminuir os valores do "*nugget effect*" é necessário que a amostragem seja realizada a distâncias menores que a utilizada para que assim se possa detectar a estrutura da variância, ou seja, a escala de variabilidade natural do fenômeno (Journel & Huijbregts, 1978; Silva, 1988; Dourado Neto, 1989; Machado, 1994; Lamparelli *et al.*, 2001).

Quando não encontrada a estrutura de variação observa-se que o $y(h)$ permanece constante com o aumento da distância desde o início, ou seja, o raio de ação é menor que a distância de amostragem. Em tal situação diz-se que ocorreu um efeito pepita puro, demonstrando que o fenômeno físico tem uma distribuição espacial completamente ao acaso com respeito ao espaço de amostragem; que há independência entre as amostras e que os métodos da estatística clássica podem ser aplicados (Vieira *et al.*, 1981).

A análise dos semivariogramas indica se os valores dos atributos estudados possuem dependência espacial ou não, neste último caso pode-se dizer que apresentam distribuição aleatória, ou que o espaçamento de amostragem usado foi maior do que o necessário para revelar a dependência espacial (Salviano, 1996).

Segundo Grossi Sad (1986) a geoestatística dedica-se ao estudo da distribuição e da variabilidade dos valores, em função do seu arranjo espacial ou temporal, isto é, de valores regionalizados. Um fenômeno que se modifica no espaço e que é provido de uma certa estrutura, comporta-se de modo "regionalizado". Se $Z(x)$ é o valor de uma variável Z no ponto x , é possível descrever a variabilidade da função $f Z(x)$ no espaço, com Z variando dependentemente do local da amostragem.

Dependendo do comportamento do semivariograma para grandes valores de h , o modelo a ser usado pode ser classificado em duas categorias: a) modelo sem patamar e b) modelo com patamar.

Os modelos com patamar normalmente são ajustes que representam a estacionaridade de segunda ordem, onde a semivariância aumenta com o aumento da distância entre amostras, até atingir o patamar, onde se estabiliza (Machado, 1994). Já os modelos sem patamar satisfazem apenas a hipótese intrínseca e os semivariogramas podem ser definidos, mas não se estabilizam em nenhum patamar.

1.4.4 Modelos teóricos

Quando uma variável aleatória assume diferentes valores em função da localização onde é amostrada no campo, caracteriza-se uma variável regionalizada, e considerando-se o conjunto de todas as possíveis realizações da variável aleatória, em todos os locais do campo, tem-se uma função aleatória (Carvalho, 1991; Lamparelli *et al.*, 2001). Para os modelos com patamar são encontrados, basicamente, quatro funções teóricas que se ajustam aos modelos de semivariograma empírico: a) linear; b) esférico; c) exponencial; d) gaussiano (Vieira *et al.*, 1983; Sturaro, 1988).

Para assegurar uma única resposta para as equações de krigagem ordinária, somente se utilizam modelos que verifiquem uma condição positiva. Os modelos mais comuns são o esférico, o gaussiano e o exponencial (Figura 4).

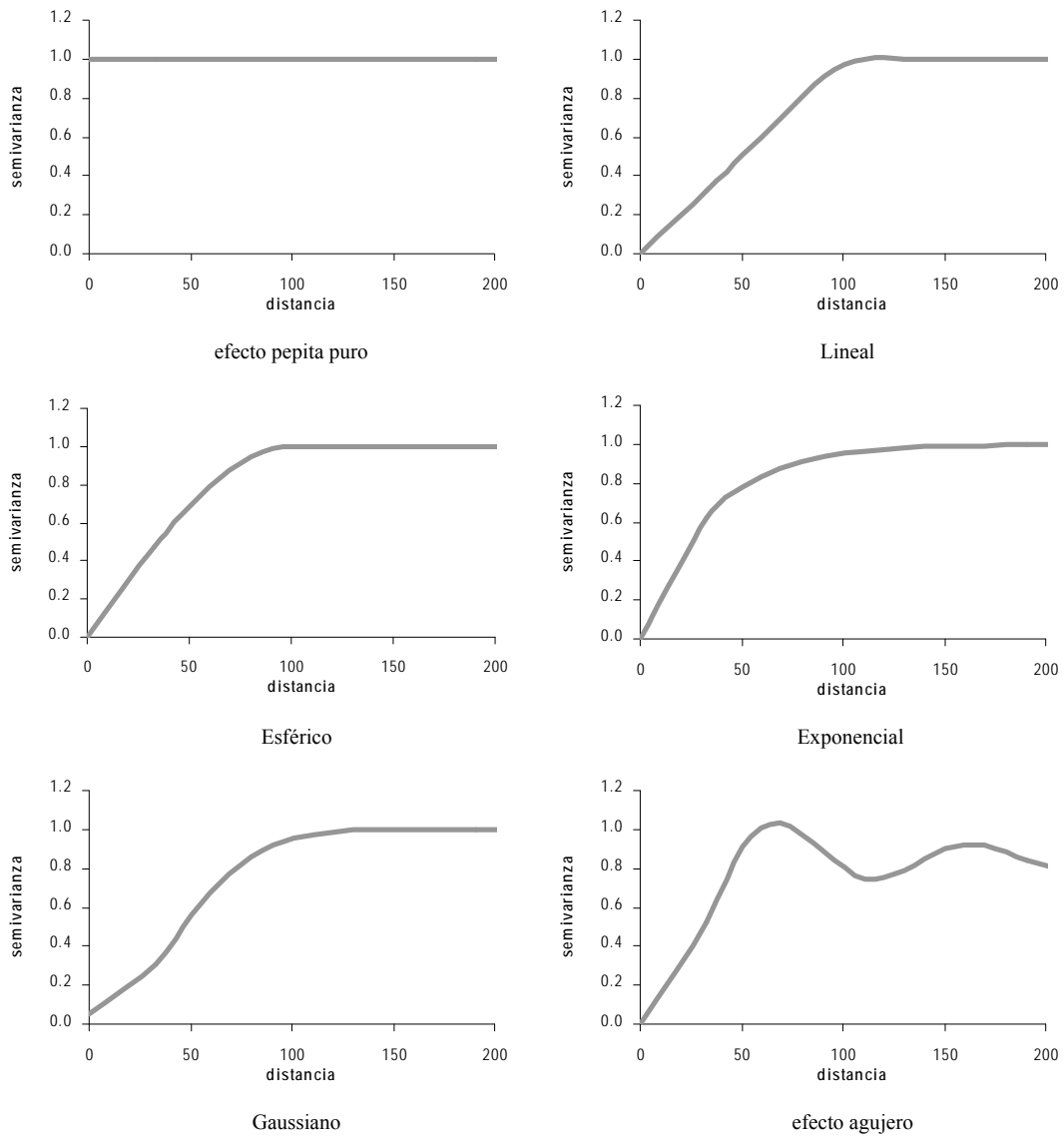


Figura Já o “Efeito Pepita” é um caso de independência espacial e, neste caso, não se pode falar em semivariograma no sentido estrito.

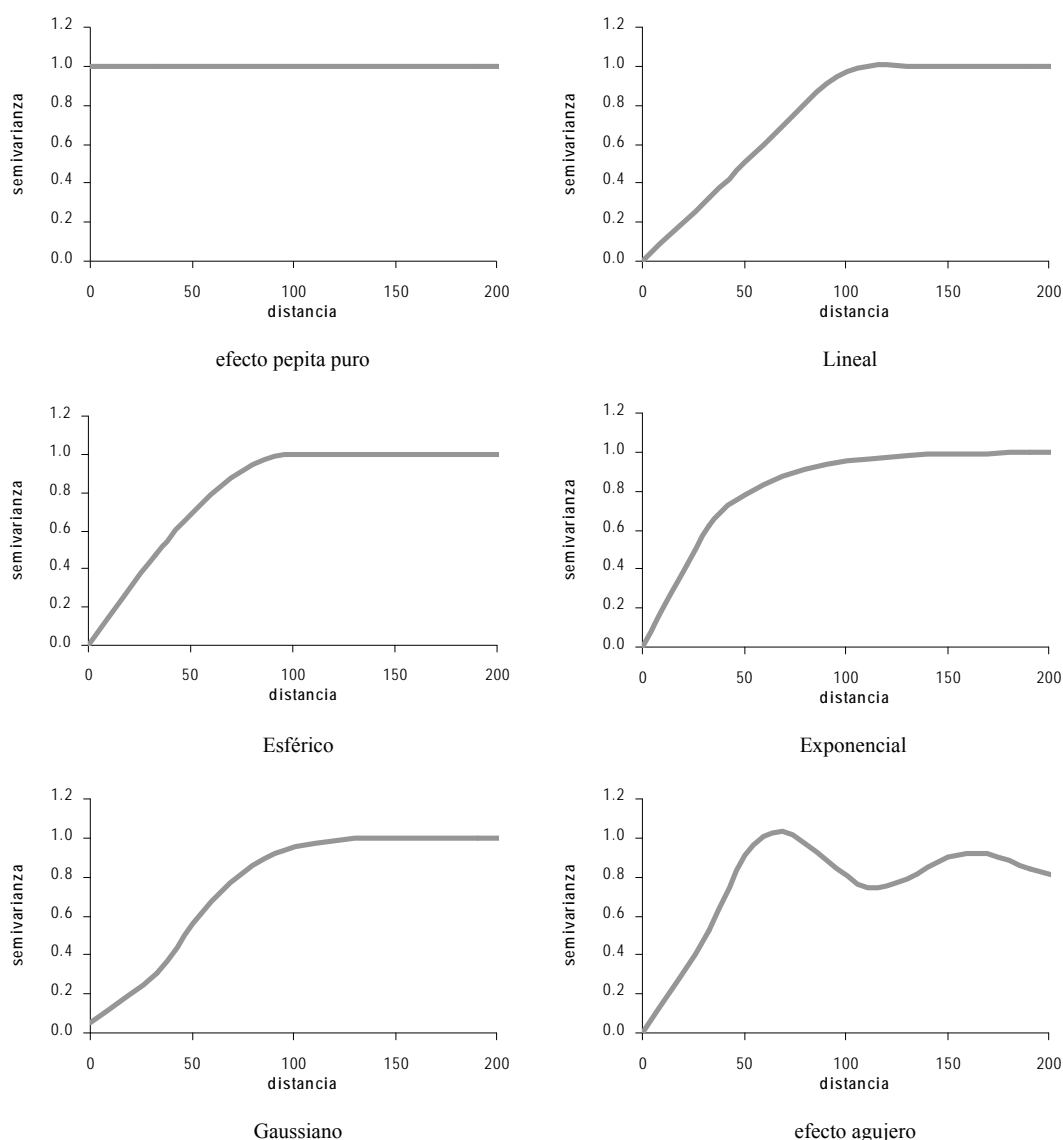


Figura 4 - Modelos mais comuns de semivariogramas

Vários pesquisadores (Trangmar *et al.*, 1987; Souza, 1992; Cambardella *et al.*, 1994; Salviano *et al.*, 1995; Paz *et al.*, 1996; Salviano, 1996) encontraram o modelo matemático esférico como o mais adaptado para descrever o comportamento de semivariogramas de atributos de plantas e de solos. Neste o patamar e o alcance são claramente identificados e geralmente o efeito pepita é pequeno em relação ao patamar (Lamparelli *et al.*, 2001).

O modelo exponencial cresce mais devagar da origem em direção ao patamar, e não se pode dizer que o modelo atinge realmente o patamar (Lamparelli *et al.*, 2001). Caso o efeito pepita seja muito pequeno e a estrutura de variabilidade cresce de maneira bastante suave, o semivariograma pode ser melhor ajustado pelo modelo gaussiano. Esse modelo é

altamente desejável, pois apresenta boas propriedades, como uma continuidade na variabilidade a medida que os pontos se afastam entre si.

Embora alguns autores considerem também o modelo linear com patamar, geralmente o modelo linear é aquele que indica uma tendência dentro da área amostrada, não atingindo o patamar até o maior "lag" envolvido no esquema amostral. Nesse caso, esta tendência deve ser modelada separadamente e o semivariograma estudado após a retirada da tendência (Lamparelli, 2001). O modelo que caracteriza o semivariograma de um fenômeno puramente aleatório é chamado modelo efeito pepita, o qual é basicamente o modelo exponencial com um alcance pequeno.

A variância total de uma determinada propriedade é desmembrada em diferentes distâncias amostradas e, com isso, objetiva-se encontrar a estrutura da variância. Se a variância aumenta com o incremento da distância, isto quer dizer que a variância e a distância covariam do que se pode concluir que são variáveis dependentes. Se são dependentes não se pode aplicar os parâmetros oriundos da estatística clássica (Silva, 1988).

O fenômeno estudado pode ou não apresentar estruturas de variabilidade espacial diferente conforme a direção (X ou Y) tomada dentro da área. Estas diferenças podem ser percebidas comparando os semivariogramas estimados para as direções 0°, 45°, 90° e 135°. Quando esta estrutura de dependência espacial é a mesma para todas as direções, ou seja, h é considerado como escalar, o fenômeno é dito isotrópico, caso contrário, considera-se h um vetor e o fenômeno é dito anisotrópico (Carvalho, 1991; Almeida & Ribeiro, 1996; Camargo, 1997).

Quando o fenômeno é isotrópico, os semivariogramas construídos para as diferentes direções não apresentam diferenças relevantes e um mesmo modelo é adequado a todos eles, indicando que a área de influência (alcance) de uma amostra é circular (Ribeiro Junior, 1995).

Para dados relacionados a fenômenos naturais é mais comum encontrar-se uma situação anisotrópica (Carvalho, 1991). Neste caso é feita uma modelagem para a anisotropia, sendo os modelos mais utilizados os de anisotropia geométrica e zonal.

Na anisotropia geométrica é ajustado o mesmo modelo, mas há variação do alcance segundo as direções, estando os alcances máximo e mínimo em direções ortogonais (Carvalho, 1991; Camargo, 1997). Dessa forma, a área de influência da amostra é elipsoidal, alongada na direção de variância mínima. Na anisotropia zonal, ocorre mais de

um modelo de semivariograma para a área, mas este caso não é comum em estudos de solos, segundo Trangmar *et al.* (1985).

1.4.5 *Escalonamento do semivariograma*

Quando se escalona um semivariograma pela variância o efeito pepita torna-se automaticamente uma fração do patamar (Vieira *et al.*, 1998), facilitando as interpretações e comparações entre semivariogramas de diferentes propriedades, já que assim pode se verificar se contam com o mesmo padrão de variabilidade espacial, uma vez que assumem valores em uma escala padronizada.

De acordo com Salviano (1996) o escalonamento de semivariograma consiste em agrupar vários semivariogramas em função, com base na equação:

$$y^x = \frac{y_i(h)}{\alpha_i}$$

Onde i vai de 1 até o número de variáveis medidas, e α é o fator de escalonamento, que pode ser adotado como o valor da respectiva variância, do patamar, do maior $y(h)$ ou um valor próximo a este, desde que contribua para que os semivariogramas experimentais aglutinem-se em uma única função (Vieira & De Maria, 1990/1994).

Após escalonar os semivariogramas, a soma dos parâmetros C_0 e C deve ser 1, já que o fator de escala utilizado são os valores das variâncias (Vieira, 1997).

Quando se escalonam dois semivariogramas de variáveis diferentes eles podem passar a apresentar variabilidade espacial semelhante, ou seja, valores de efeito pepita, alcance e patamar próximos (Vieira, 1997). Quando isto ocorre, a razão mais provável é que os processos que regulam estas variáveis na área de estudo são semelhantes no espaço.

1.4.6 *Estacionaridade e hipóteses*

Seja uma região onde em certos pontos foram extraídas amostras e feitas medidas de variáveis de interesse. Destas amostras resulta um conjunto de dados espacialmente distribuídos, ou seja, medidas de um atributo (Z) acompanhadas de suas coordenadas (x, y). Estas coordenadas permitem o cálculo de distâncias (euclidianas) entre os pontos observados. Para cada ponto x_i amostrado tem-se uma variável aleatória Z distinta (Almeida & Ribeiro, 1996).

Observa-se que o resultado da amostragem para cada variável aleatória é composto de uma única realização em cada ponto e, portanto, de cada variável, o que torna impossível qualquer tipo de inferência sobre este processo. Isto faz com que algum tipo de estacionaridade, condizente com o problema em questão, seja assumido de forma a possibilitar estimação de ao menos os dois primeiros momentos da distribuição da variável aleatória, que em geral estão relacionados com as propriedades de interesse, tais como: média, correlação, covariância e semivariância (Almeida & Ribeiro, 1996).

Assume-se que as propriedades estatísticas (média, variância, covariância, momentos de maior ordem, etc.) são estacionárias no espaço, isto é, não variam com a translação (Costa, 1999).

O modo usual de se analisarem semelhanças ou dessemelhanças entre amostras é estabelecer sua covariância (Grossi Sad, 1986). Sejam Z e Y duas variáveis aleatórias; Z pode ser o teor de argila em uma amostra e Y o teor de água. Pode acontecer que Z seja o teor de um dado elemento em uma amostra no local x , e Y o teor do mesmo elemento no local $x+h$ (h é a distância entre os dois pontos de amostragem). Chama-se covariância de Z e Y a expressão:

$$COV(ZY) = \sigma_4 = E\{(Z - E[Z])(Y - E[Y])\}$$

Trangmar *et al.* (1985) definem a hipótese de estacionaridade de primeira ordem como sendo a hipótese de que o valor esperado da função aleatória $Z(x)$ é o mesmo para toda a área, independente da posição que ocupa ou a distância de separação (h). Esses autores afirmam que a estacionaridade de segunda ordem, também conhecida como estacionaridade forte, se verifica quando a função aleatória atende a estacionaridade de primeira ordem e a covariância espacial $C(h)$, para cada par de valores $Z(x)$, $Z(x+h)$ separados por uma distância h , é igual em toda a área estudada e depende apenas de h , o que implica na ocorrência de variância finita (Prevedello, 1987; Costa, 1999).

O que é comprovado por Almeida & Ribeiro (1996). Quando se aceita para todas as distâncias h , independentemente dos próprios locais de amostragem, que a covariância é a mesma, satisfaz-se à condição de estacionaridade de segunda ordem.

Usualmente, a aceitação de uma estacionaridade de segunda ordem não pode ser satisfeita. Necessita-se então de outro modelo estatístico, menos limitado, que é baseado na hipótese intrínseca, a qual considera apenas que a média dos valores $Z(x)$ e a variância dos

incrementos $Z(x)-Z(x+h)$ ocorrem independentemente da localização na região, sendo função apenas do valor de h (Almeida & Ribeiro, 1996). Esta hipótese requer somente a hipótese de existência do semivariograma, sem a exigência da variância finita. Assim, a variância de $Z(x)$ não é finita, mas a variância do primeiro incremento de Z , $Z(x+h)-Z(x)$, é finita, e este incremento é fracamente estacionário (Vieira *et al.*, 1983; Prevedello, 1987; Costa, 1999).

Vauclin *et al.* (1983) e Prevedello (1987) afirmam que a dependência entre amostras é comumente descrita através de autocorrelogramas ou semivariogramas. A utilização do correlograma tem como requisito a aceitação da estacionaridade de segunda ordem; já para o variograma há uma pequena modificação nesses requisitos, tornando-os menos rigorosos, com apenas a aceitação da hipótese intrínseca, também conhecida como de fraca estacionaridade. Os gráficos gerados por meio dos variogramas e que expressam a semivariância em função de h são chamados de semivariogramas.

Quando os dados violam completamente a estacionaridade, não atendendo nem mesmo a hipótese intrínseca, o semivariograma se manifesta sem estrutura (Folegatti, 1996). Hamlett *et al.* (1996) salientam que a estacionaridade é mais exceção que regra e, assim, a não estacionaridade dos dados deve sempre ser considerada.

Assumida a estacionaridade, por meio da hipótese intrínseca, e considerando que a associação das variáveis em pontos distintos é maior à medida que se reduz a distância entre eles, o passo seguinte é descrever e modelar estas relações entre distâncias e associação espacial (Silva Junior, 2001).

A curva do semivariograma, ao contrário do autocorrelograma, aumenta a medida que h cresce, atingindo um patamar quando a semivariância é aproximadamente igual a variância da população (Prevedello, 1987), embora isto não ocorra para populações que satisfazem apenas a hipótese intrínseca.

Segundo Lamparelli *et al.* (2001) além da estacionaridade, duas suposições são feitas para que a teoria das variáveis regionalizadas tenha aplicação apropriada:

1 a média ou valor esperado da diferença entre duas medidas (atributos) de dois pontos separados por uma distância h seja igual a zero. Isto é indicado quando não existe nenhuma tendência visual no semivariograma, ou seja, o semivariograma empírico atinge um patamar dentro da área considerada;

2 a variância das diferenças entre os atributos de pontos separados por uma distância h depende somente dessa distância, que podemos chamar de "*lag*". Essa

propriedade implica em homogeneidade na variância entre pontos que tem a mesma distância entre eles;

Se estas suposições são satisfeitas então o semivariograma empírico é estimador não-viciado do semivariograma (Lamparelli, 2001).

1.4.7 *Krigagem*

Na maioria das vezes o interesse da análise geoestatística não se limita à obtenção de um modelo de dependência espacial, desejando-se também prever valores em pontos não amostrados. O interesse, pode ser em um ou mais pontos específicos da área ou obter uma malha de pontos interpolados que permitam visualizar o comportamento da variável na região através de um mapa de isolinhas ou de superfície. Para se obter esse maior detalhamento da área em estudo é necessária a aplicação de um método de interpolação, como a krigagem (Silva Junior, 2001).

Segundo Gonçalves (1997) e Silva Junior (2001) esse interpolador pondera os vizinhos do ponto a ser estimado, obedecendo aos critérios de não tendenciosidade e mínima variância. Existem diversos tipos de krigagem: simples, ordinária, universal, indicadora, probabilística etc.

Quando seguem distribuição normal, os estimadores de krigagem linear são geral e condicionalmente não-viciados, caso contrário são apenas não-viciados de forma geral e geralmente são condicionalmente viciado (Hawkins & Cressie, 1984). Alguns trabalhos têm indicado a robustez da krigagem ordinária a certos graus de não-estacionaridade e assimetria da distribuição (Yost *et al.*, 1982; Bregt *et al.*, 1991).

A krigagem ordinária utiliza um estimador linear não-viciado com mínima variância ("*BLUE-Best Linear Unbiased Estimator*") para interpolação do atributo medido em posições não-amostradas (Isaaks & Srivastava, 1989). Linear porque suas estimativas são feitas por combinações lineares; *Unbiased* (sem viés) porque o erro de estimativa esperado é nulo; e *best* porque seu objetivo é minimizar a variância destes erros de estimativa (Inoue *et al.*, 1999). O estimador é uma combinação linear que é uma média móvel e leva em conta a estrutura de variabilidade encontrada para aquela variável (medida), expressa pelo semivariograma (ou, equivalentemente, função de autocorrelação) e pela localização dos valores conhecidos (Lamparelli *et al.*, 2001). Pontos próximos da posição a ser interpolada levam maiores pesos que os mais distantes.

De acordo com Silva Junior (2001) o método de krigagem ordinária se distingue dos demais tipos por seu objetivo de minimizar a variância dos erros. Os ponderadores de dados na krigagem são proporcionais às "distâncias estatísticas", significando que, além de ponderar pelas distâncias euclidianas entre o ponto a ser estimado e os demais pontos conhecidos, incorporam também a estrutura de variabilidade na região de estimação. Um caso em que isto ocorre é quando a anisotropia, ou seja, dois pontos separados pela mesma distância euclidiana do ponto a ser estimado possuem influência diferente na estimação dependendo da direção onde estão situados, uma vez que a dependência é distinta nas diferentes regiões (Ribeiro Junior, 1995). Salienta-se ainda que as distâncias consideradas não são somente as distâncias entre o ponto a ser predito e os vizinhos, mas também as distâncias entre os vizinhos (Silva Junior, 2001). Exemplificando, supõem-se as situações apresentadas pelas Figuras 5a e 5b, assumindo fenômenos isotrópicos:

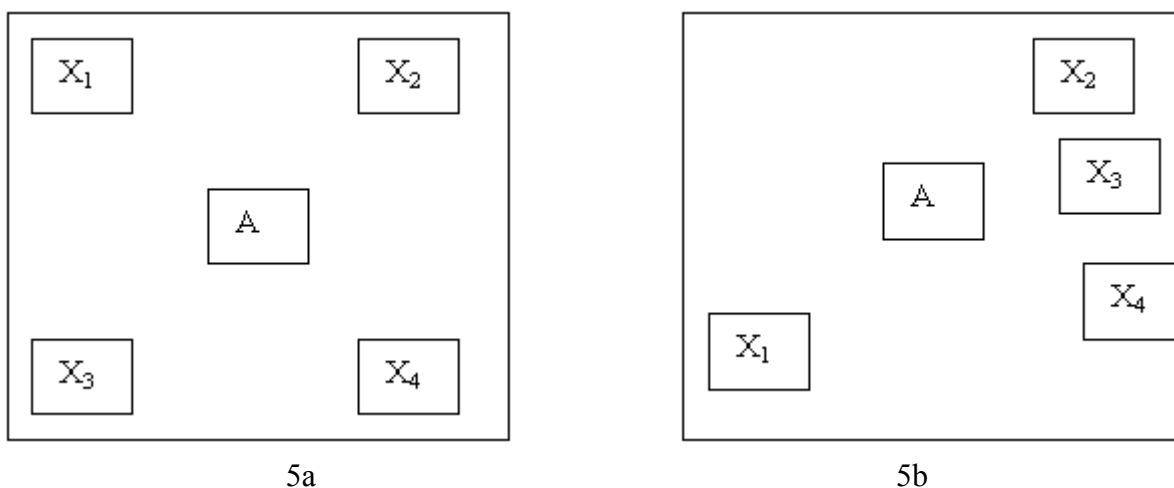


Figura 5 - Diferentes configurações de vizinhança

É razoável que, para a Figura 5a, os pesos de cada ponto sejam semelhantes, uma vez que estão aproximadamente à mesma distância do ponto A e entre si. Na Figura 5b, nota-se um agrupamento de dados. Neste caso é razoável que o peso de X_1 seja maior que os pesos de X_2 , X_3 , X_4 pois estes dados agrupados trazem informações quase redundantes de uma mesma região (Ribeiro Junior, 1995; Silva Junior, 2001).

Esta característica deste interpolador é denominada "*declustering*", devendo-se ao fato do preditor considerar uma medida de associação entre os pontos X_1 da vizinhança. Normalmente, a medida de associação utilizada é a semivariância, e daí a necessidade de se ter um semivariograma e um modelo ajustado (Almeida & Ribeiro, 1996).

De acordo com Ribeiro Junior (1995) e Camargo (1997) o processo de krigagem se diferencia dos outros métodos de interpolação pela forma de atribuição dos pesos, já que neste método não se utiliza a distância euclidiana entre os pontos, mas uma "distância estatística" que expressa tanto a distância como a estrutura de variabilidade (semivariância ou covariância). Não apenas a distância dos vizinhos ao ponto a ser estimado é considerada, mas também as distâncias entre a mesma influência a distribuição dos pesos. Assim, os vizinhos agrupados têm importância individual relativamente menor do que aqueles isolados.

No método da krigagem, os pesos são atribuídos de acordo com a variabilidade espacial expressa no semivariograma (Vieira, 1998). No entanto, o que torna a krigagem um interpolador ótimo é a maneira como os pesos são distribuídos, não sendo tendencioso, tendo variância mínima e possibilitar que se conheça a variância da estimativa (Webster & Oliver, 1990).

A condição de não tendência significa que, em média, a diferença entre valores estimados e medidos para o mesmo ponto deve ser nula. A condição de variância mínima significa que, embora possam existir diferenças ponto por ponto entre o valor medido e o estimado, essas diferenças devem ser mínimas (Fietz, 1998).

Sendo assim a krigagem é uma técnica usada na geoestatística com o objetivo de estimar valores de variáveis para locais onde as mesmas não foram medidas a partir de valores adjacentes interdependentes. Para que esta ferramenta seja usada é necessário que exista a dependência espacial definida pelo semivariograma (Salviano, 1996).

Segundo Salviano (1996) o valor estimado da variável é dado pela expressão:

$$\bar{Z}(x_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i)$$

onde N é o número de vizinhos medidos, $Z(x_i)$ utilizados na estimativa da variável e λ_i são os ponderadores aplicados a cada $Z(x_i)$, os quais são selecionados de forma que a estimativa obtida seja não tendenciosa. Isto implica em assumir duas condições:

$$E[\bar{Z}(x_0) - Z(x_0)] = 0$$

$$\sigma_x^2(x_0) = E[\bar{Z}(x_0) - Z(x_0)]^2 = \text{mínimo}$$

Através da análise de mapas de contorno ou de superfície, gerados por meio da krigagem, pode-se tomar decisões importantes, por exemplo, em relação ao aumento da eficiência na utilização de fertilizantes, com redução de custo e aumento de produtividade. Isto porque a aplicação de recomendações médias de fertilizantes, usualmente utilizadas pelos silvicultores, pode resultar em uma super ou subfertilização de uma área, com implicações negativas no ambiente e na relação custo-benefício (Mulla, *et al.*, 1992). O mapeamento da variabilidade espacial das propriedades do solo, permite a aplicação de fertilizantes por zonas de manejo, de forma diferenciada, favorecendo a otimização da produtividade, aumentando a eficiência do insumo, maximizando os benefícios e reduzindo custos.

1.4.8 Validação cruzada

No ajuste de semivariogramas experimentais, sempre existe um certo grau de incerteza sobre as hipóteses de estacionaridade assumidas, modelos selecionados, parâmetros ajustados e qualidade da krigagem. Esta incerteza representa o erro da estimativa que pode ser avaliado pelo procedimento denominado de validação cruzada ("*cross validation*") (Vieira *et al.*, 1981; Isaaks & Srivastava, 1989; Cressie, 1991) ou "*jack-knifing*" (Vieira, 1998). Nessa técnica, cada ponto medido é excluído e seu valor estimado com os dados restantes (Vieira, 1997 e 1998), ou seja, ela estima os valores da variável em estudo sobre os mesmos pontos amostrados e compara os novos valores com os dados medidos.

A técnica "*jack-knifing*" permite avaliar a qualidade do método de estimativa de dados e, também, definir o melhor número de vizinhos mais próximos a um determinado ponto para a estimativa do valor neste ponto. A técnica é também utilizada para avaliar se o modelo do semivariograma experimental usado no processo de estimativa é o que melhor se ajusta aos dados (Souza, 1992). Utilizam-se como parâmetros de decisão o erro reduzido e a variância do erro reduzido, ideal quando próxima ao valor 1, (maiores detalhes em Vieira, 1995), calculados pelas seguintes equações:

$$\overline{ER} = E\{ER(x_i)\} = E\left\{\frac{\bar{Z}(x_i) - Z(x_i)}{\sigma_k(x_i)^2}\right\} = 0$$

$$\text{VAR}(\overline{\text{ER}}) = E\{\overline{Z}(x_i) - Z(x_i) / \sigma_k(x_0)^2\} = 1$$

Segundo Vieira (1997 e 1998) com os pares de valores medidos e estimados de cada ponto amostral, pode-se avaliar a qualidade dos ajustes dos semivariogramas pelos seguintes procedimentos: regressão linear, erro absoluto (ideal quando o histograma com seus valores se ajusta a uma distribuição normal) e erro reduzido.

O ideal é que o erro de estimativa tenha distribuição normal com média reduzida (m_r) igual a zero e variância reduzida (s_{red}^2) unitária (Vieira, 1995), o mesmo aplicado para outro parâmetro de decisão, os desvios padronizados da estimativa, isto é, a diferença entre valores estimados e observados, dividida pela raiz quadrada da variância das estimativas (Vieira & Lombardi Neto, 1995).

De acordo com Queiroz (1995) a partir da análise de regressão entre os pares $\overline{Z}(x_i)$ e $Z(x_i)$ (estimados x observados) vários parâmetros podem ser estimados e utilizados no julgamento da qualidade da estimativa, como a intersecção angular da reta de regressão, coeficiente de correlação entre $\overline{Z}(x_i)$ e $Z(x_i)$, variância reduzida, etc.

A regressão linear é calculada entre os pares de valores medidos $\overline{Z}(x_i)$ e estimados $Z(x_i)$ de cada ponto de amostragem (Vieira, 1997 e 1998).

$$\overline{Z}(x_i) = a + bZ(x_i)$$

onde a e b são, respectivamente, os coeficientes linear e angular da regressão. Se todos os valores estimados fossem idênticos aos medidos, o valor de a seria nulo e o de b unitário. Nessa situação teórica ideal, o coeficiente de correlação seria 100% e o gráfico de dispersão entre os valores estimados e medidos seria uma série de pontos exatamente sobre a reta 1:1. Caso esta situação não ocorra deve-se procurar atingir o equilíbrio entre valores sub e super estimados pela krigagem, evidenciado pelos dois lados da diagonal da reta 1:1 apresentando um número aproximadamente igual de observações (Fietz, 1998).

Como a interpolação por krigagem está fortemente associada ao modelo de semivariograma escolhido, a validação cruzada pode ser usada para a decisão do modelo a ser ajustado (Vieira *et al.*, 1981).

2 JUSTIFICATIVA

Atualmente, o desaparecimento das populações vegetais está relacionado à fragmentação florestal causada pela perturbação exercida sobre o meio ambiente pelas atividades antrópicas tornando-se o maior desafio ambiental que a humanidade deve enfrentar nos próximos anos. Dado o risco evidente de perda de diversidade biológica, a finalidade essencial da preservação de fragmentos florestais está voltada para proteção destes. No entanto, para que haja uma proteção efetiva destes fragmentos, é necessário obter ferramentas confiáveis capazes de medir sua variação no espaço e no tempo.

Posto isso, uma das dificuldades atreladas aos processos de avaliação da diversidade biológica é o fato do termo ser interpretado de forma diversa consoante ao grupo profissional ou social que o interpreta. Qual a importância de se utilizar tantos índices? A resposta a esta pergunta está relacionada à complexidade do que se pretende medir e a tentativa de se encontrar um padrão de medida universal capaz de fornecer estimativas comparáveis da diversidade.

Além disso, no caso de índices de diversidade e modelos para explicar a distribuição do número de espécies em classes de abundância, o uso destas medidas é feito dentro de um contexto funcional. Ou seja, presume-se que a diversidade e a distribuição dos indivíduos entre as espécies é uma consequência das interações ecológicas entre eles. Desta forma, se os processos produzem padrões, é possível que pela observação desses, se obtenha a resposta para a preservação do ambiente fragmentado?

Segundo os princípios básicos da experimentação, estabelecidos pelo método estatístico clássico, a variabilidade de espécie ocorre de forma inteiramente aleatória em um ambiente não fragmentado, admitindo-se que seus atributos possuam distribuição de frequência do tipo normal (Beckett e Webster, 1971; Nielsen *et al.*, 1973; Barreto *et al.*, 1974; O'halloran *et al.*, 1985; Santos e Vasconcelos, 1987). Entretanto, alguns estudos têm relatado que ambientes fragmentados apresentam dependência espacial (Neves *et al.*, 2010) necessitando, portanto, de uma análise geoestatística.

A presença da dependência espacial, nos fragmentos, foi a mola propulsora que alavancou o desenvolvimento desta pesquisa voltada para geoestatística. Portanto, observações tomadas a curtas distâncias devem ser mais semelhantes em magnitude do que aquelas mais distantes.

Atualmente, a geoestatística tem sido utilizada em análises florestais, que juntamente com a estatística clássica formaram uma dupla de extraordinária importância, devido a inúmeras respostas dadas às mais variadas questões existentes que, até então, eram ignoradas. Dentre a importância da geoestatística, podem ser destacados, entre outros, os seguintes aspectos: 1) determinação da dimensão da parcela experimental de campo, dada pelo poder de alcance do semivariograma; 2) estimativa de um atributo da espécie de difícil determinação, a partir de um outro qualquer cuja determinação seja fácil, por meio do semivariograma cruzado e da co-krigagem, e 3) viabilização de preservação dos fragmentos da floresta.

Neste sentido este trabalho objetivou avaliar, com recursos da geoestatística, a variabilidade espacial da biodiversidade dentro dos dois fragmentos naturais com níveis distintos de perturbação, observando se a perturbação antrópica altera esta variabilidade espacial. Também se analisaram testes padrão reconhecidos da distribuição espacial de espécies e indivíduos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição da área de estudo

A cidade de Agudos está localizada no Centro-Oeste do Estado de São Paulo, ao Sudeste do Brasil com uma área de aproximadamente 96.000 ha sendo estes destinados a lavouras (10.000ha), pastagens (60.000ha) e matas naturais e florestas plantadas (26.000ha). A cidade possui cerca de 34.500 habitantes, onde 56% estão na faixa etária de 15 e 49 anos. Está delimitada pelo meridiano 47°4'39" de longitude oeste e o paralelo 22°53'20" de latitude sul. Num raio de 200 Km de Agudos situam-se 315 cidades, 7 milhões de habitantes e 18% do PIB do Estado de São Paulo. O município de Agudos está situado na zona fisiográfica denominada zona de Botucatu, tendo o seu ponto inicial na serra de Agudos e dista 272 km em direção reta da capital do Estado.

Conta como principal via de acesso, a Rodovia Marechal Rondon (SP300), que liga o Oeste do Estado à Capital, através da Rodovia Castelo Branco. É favorecido também pela proximidade à grandes centros regionais como Bauru, Jaú, Botucatu e por estar situada a apenas 35 Km da Hidrovia Tiête-Paraná, via de acesso ao Mercosul. Tem como cidades limítrofes Bauru, Lençóis Paulista, Pederneiras, Borebi, Piratininga, Cabrália Paulista, Paulistânia e outras.

3.1.1 Fazenda Monte Alegre

A fazenda Monte Alegre pertencente à empresa Duratex S.A. está localizada no km 323 da rodovia Marechal Rondon (SP-300), no município de Agudos, Estado de São Paulo, Brasil, (Figura 6). A fazenda em questão está delimitada pelos paralelos 22°20' e 22°29' de latitude Sul e pelos meridianos 48°51' e 48°59' de longitude oeste.

A área total da empresa ocupada pela unidade de Agudos é de aproximadamente 16.182,67 ha, sendo eles destinados às instalações de uma fábrica de produção de MDF (Medium Density Fiberboard – placa de fibra de madeira de média densidade), a plantios florestais de espécies de *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.* e a áreas destinadas à preservação permanente de fragmentos florestais nativos, sendo compostos pelos seguintes tipos fitosionômicos (valores aproximados): cerradão com 510 ha, campo com 250 ha, capoeira com 245 ha e várzea 55 ha (Paschoal, 2004). Pesquisas como as de Cavassan *et al.* (1993), Bertoncini (1996), Kronka *et al.* (1998 e 2003), Donatelli *et al.* (2004), Paschoal (2004)

relatam a existência destes tipos fitosionômicos na região em forma de pequenos fragmentos distribuídos entres talhões de floresta implantada.

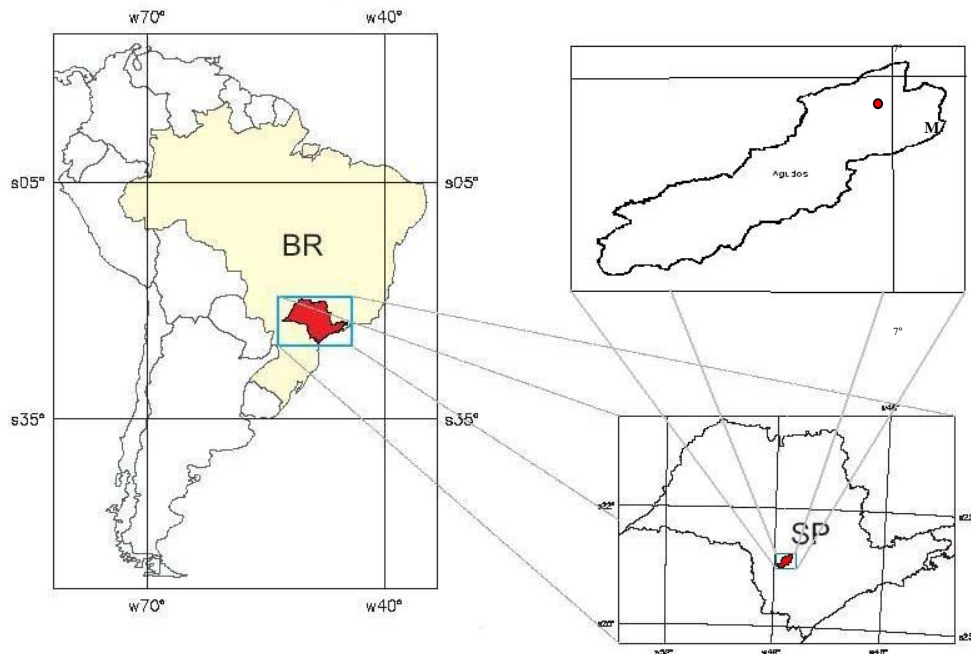


Figura 6 -Localização da área de estudo.

Clima

A região é classificada como Cwa (Köppen, 1988). O grupo C abrange os climas mesotérmicos; a subdivisão Wa é definida como temperaturas moderadas com verão quente e chuvoso e inverno seco. Segundo Paschoal (2004), a precipitação média anual é de 1.464 mm e a média das temperaturas mais elevadas é de 24,5 °C nos meses de fevereiro e março e a média das temperaturas mais baixas é de 18,1 °C para os meses de junho e julho. A umidade relativa do ar tem um valor médio de 75,2% no ano. Os dados referidos por esta autora foram retirados de Bertoncini (1996) que por sua vez foram obtidos na Estação Meteorológica de Piatã, localizada na fazenda Monte Alegre a cerca de 3 km da área onde se desenvolveu a presente pesquisa. Nesta pesquisa, a precipitação média no ano de 2005 foi de 1.420,3 mm e a temperatura média foi de 22,5 °C.

Geologia, Geomorfologia e Pedologia

Segundo IBGE (2005), no mapa geológico do Estado de São Paulo, a área consta com a presença do Grupo Bauru, sedimentos do paleozóico e mesozóico com predominância de argilas e calcários, areia de quartzo e cascalhos. Com relevo suavemente ondulado, representando uma superfície nivelada, sua altitude é de aproximadamente 590

metros. O solo da Fazenda Monte Alegre é predominantemente latossolo vermelho escuro fase arenosa e pequena área na parte sul com latossolo vermelho amarelo fase arenosa. O pH varia entre 4,0 – 4,5, levemente ácido (Duratex, 2006).

3.1.2 Fragmentos estudados

Realizou-se o levantamento dos dados em duas áreas de reserva florestal constituídas por um mosaico formado por dois fragmentos de florestas nativas circundadas por reflorestamentos de *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.*, (principalmente das espécies tropicais como o *Pinus caribaea hondurensis*, *Pinus caribaea caribaea*, *Pinus caribaea bahamensis*, *Pinus oocarpa*, *Eucalyptus grandis*), pertencentes à empresa (Figura 7). Tais áreas são consideradas de regeneração natural da mata nativa, constituída de poucos remanescentes da floresta estacional semidecidual e de cerrado, segundo IBGE (2012), Kronka *et al.* (2003) e o Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2005) e por áreas de transição com regeneração em diferentes estágios sucessionais (Paschoal, 2004).

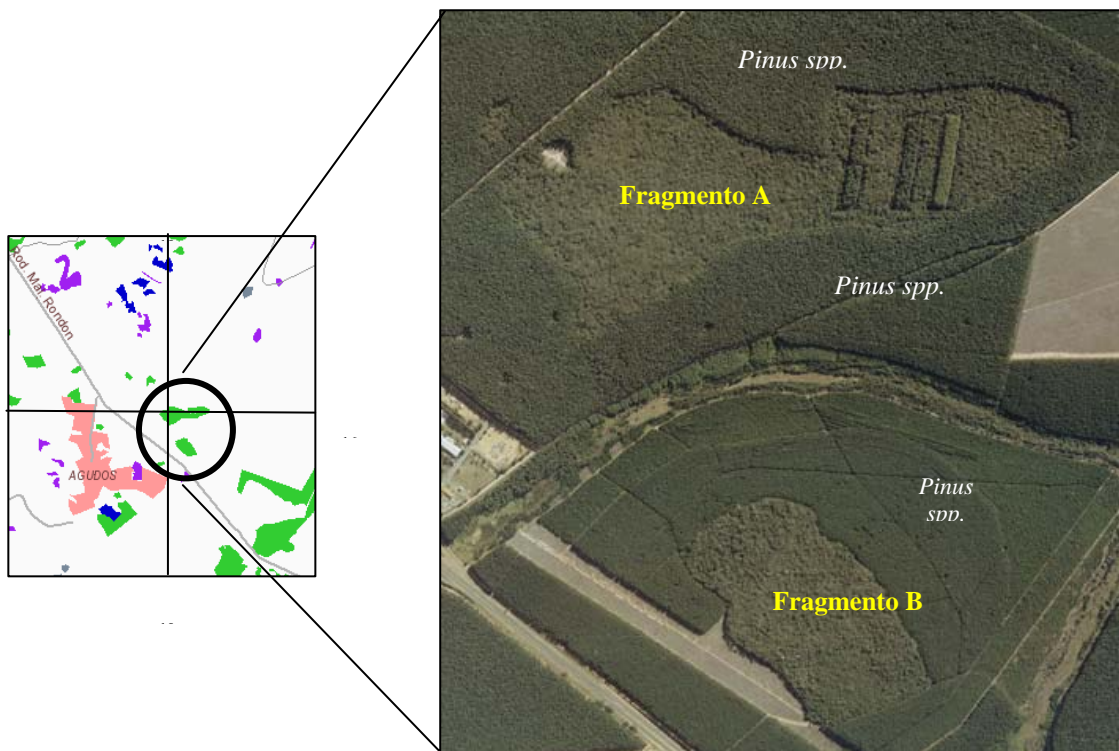


Figura 7 - Áreas de estudo localizadas na Fazenda Monte Alegre (Atlas-Biota, 2007, Fotografia aérea, 2000).

O primeiro fragmento, denominado “**A**”, com área de 74,21 ha localiza-se aproximadamente a 2 km da fábrica e é circundado pelas quadras 0874, 0875, 0878, 0880, 0881, 0882, 0883, 0884, 0886 e 0887 com reflorestamento de *Pinus spp.*, sendo as quadras 0875, 0882, 0883 e 0884 transpassadas por corredores de diversidade, implantados no ano de 2004 (Duratex, 2005) e interligado a uma várzea de 20,74 ha (Figura 7).

O segundo fragmento, denominado “**B**”, com área de 36,25 ha localiza-se, aproximadamente, a 3 km da fábrica e é circundado pelas quadras 0022U, 0023U, 0030, 0034, 0010 e 0011U com reflorestamento de *Pinus spp.*, sendo as quadras 0011U, 0022U, 0030 e 0034 transpassadas por corredores de diversidade, implantados também no ano de 2004, que as liga à mesma várzea. Portanto, os fragmentos estão interligados a partir destes corredores e a área de várzea ao meio (Duratex, 2005).

Um histórico realizado com ex-funcionários da empresa e moradores da região relata que na década de 60 áreas circunvizinhas aos fragmentos estudados eram ocupadas por plantações de café, milho e cana-de-açúcar e por cerrado, o qual fornecia madeira nativa para consumo na região. Eles relatam ainda que nesta época tinha-se uma preocupação em se manter os fragmentos nativos desde a implantação da empresa Freudenberg no ano de 1958 (Paschoal, 2004). Segundo Bertolani (1982), nesta época diretor da CAFMA, hoje Duratex, projetos relacionados à reconstituição do ecossistema nativo foram implantados pela empresa desde 1975, que reservou na época 500 hectares de reserva nativa para tal. Ele ainda completa que “um projeto de reconstituição do ecossistema dentro de uma empresa não obedece somente à preocupação com a natureza, mas que, esta reconstituição também oferece proteção contra pragas e o fogo às florestas plantadas”, no caso da CAFMA, plantações de *Pinus spp.*.

Uma prévia análise dos fragmentos permitiu algumas suposições sobre duas fitofisionomias: uma formação florestal perturbada pela ação antrópica e com características de Mata Estacional Semidecídua (Fragmento **A**) e uma floresta com elementos xeromórficos (adaptação a ambientes secos) com algumas espécies caducifólias com características de cerrado (Fragmento **B**).

3.2 Amostragem, coleta e análise de dados

3.2.1 Levantamento Florístico

O levantamento florístico foi realizado nos meses de abril e maio de 2005 quando se amostrou o material botânico de indivíduos herbáceo-arbustivo, arbustivo-arbóreo e arbóreo encontrados nas áreas pesquisadas, o modelo de amostragem pode ser visualizado na Figura 8. Coletou-se um exemplar de cada, inclusive aqueles sem material reprodutivo. Para indivíduos muito pequenos e/ou pouco freqüentes, coletou-se amostras em áreas vizinhas ou fora da demarcação do transecto. Com este procedimento foi possível conseguir uma amostragem mais fiel da flora local e facilitar a identificação de espécies sem material fértil na ocasião do levantamento.

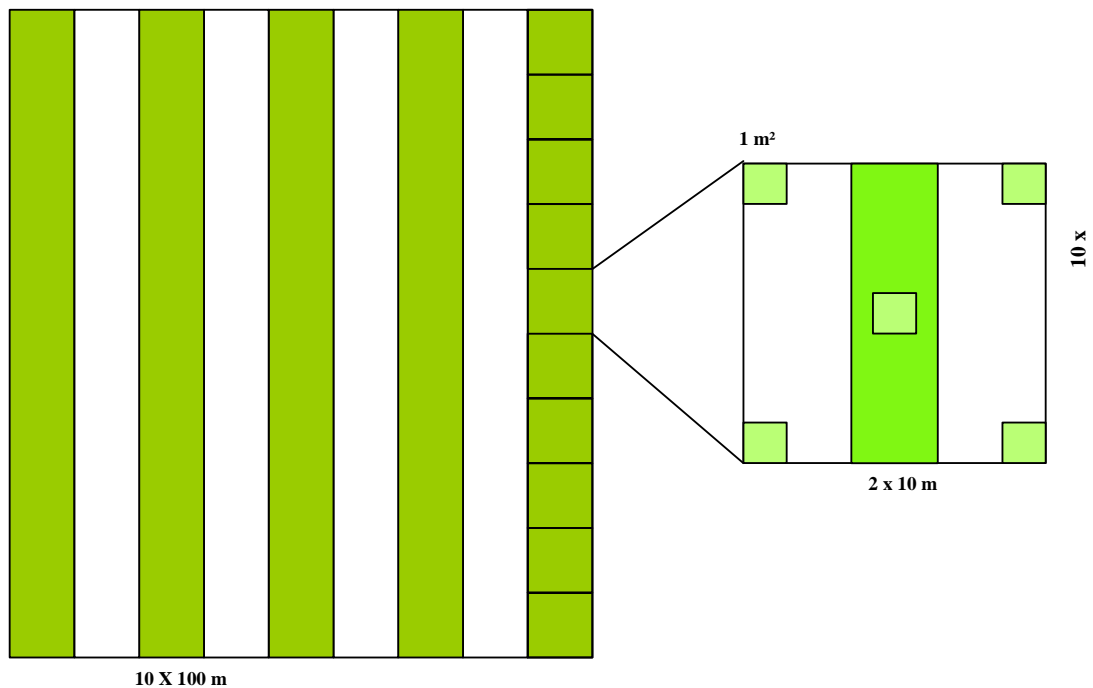


Figura 8 - Exemplo do modelo de amostragem utilizado em campo.

O material coletado foi prensado e levado a secar em estufa, segundo o “Manual Técnico da Vegetação Brasileira” (IBGE, 2012) e outras técnicas de herborização (Embrapa, 2002). Após a montagem de exsicatas contendo exemplares de cada espécie, o material foi transportado à Botucatu para identificação científica no Herbário da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista (FCA-UNESP) – Departamento de Recursos Naturais através de chaves de identificação existentes na literatura específica.

Para a delimitação de famílias foi seguido o sistema da APG II (APG II 2003) e APG III (APG III 2009)² e revisado pelo REFLORA³. Para espécies, os binômios foram confirmados através da base eletrônica do Missouri Botanical Garden – MOBOT⁴ em consonância com o The New York Botanical Garden⁵, e os nomes dos autores foram abreviados segundo Brummitt & Powell (1992), com atualização segundo o IPNI ou Thiers (2013). Não sendo possível chegar a uma identificação segura das espécies, manteve-se somente o gênero e/ou família.

Para a realização da coleta do material botânico foram utilizados: caderno de coleta, tesoura de poda manual, vara de coleta, podão, fita adesiva, saco plástico preto (100 litros) e caneta para retroprojeter. Os resultados desta coleta foram organizados em lista florística, em arquivo Excel 2003. Após a finalização da coleta e da identificação, todo material foi incorporado ao herbário do Departamento de Recursos Naturais, FCA-UNESP.

Foram realizados cálculos para estimativa de riqueza e similaridade na análise do material florístico coletado.

Estimativa de riqueza

Para o cálculo da estimativa de riqueza utilizou-se o índice de Jackknife (Chazdon *et al.*, 1998; Krebs, 1998).

Estimador S_{jack1} (Estimador de primeira ordem “jackknife”):

$$S_{jack1} = s_{obs} + \left(\frac{n-1}{n} \right) k$$

onde:

s = número total de espécies em n amostras

n = número total de amostras

k = número de espécies que ocorrem somente em uma amostra

²<http://www.mobot.org/mobot/research/apweb/>

³Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013 in <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>

⁴<http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>

⁵<http://sciweb.nybg.org/Science2/vii2.asp>

Similaridade florística

Para a análise de similaridade florística entre os transectos amostrados, bem como, entre os dois fragmentos adotou-se o Índice de Similaridade de Jaccard (ISj) descrito por Clifford & Stephenson (1975) e o Índice de Similaridade Sorensen (ISs). Para o seu cálculo utilizaram-se as seguintes fórmulas:

Índice de Similaridade de Jaccard (ISj)

$$ISj = 100 \times \frac{c}{A + B - c}$$

Índice de Similaridade de Sorensen (ISs)

$$ISs = 100 \times \frac{2c}{A + B}$$

onde:

A = número total de espécies na área x

B = número total de espécies na área y

c = número total de espécies comuns às duas áreas comparadas.

Como os índices mencionados baseiam-se apenas na presença e ausência das espécies, em muitos casos poderão indicar uma similaridade enganosa entre duas ou mais comunidades. Em razão disso, sugere-se o uso de parâmetros da estrutura horizontal como, por exemplo, o Valor de Importância da espécie (Galvão, 2002).

Para compreender as relações de similaridade florística entre as áreas de estudo da Fazenda Monte Alegre, montou-se uma matriz qualitativa (presença/ausência) das espécies e realizou-se uma análise de agrupamento entre os transectos de cada fragmento.

3.2.2 *Análise da Regeneração Natural e Levantamento Fitossociológico*

Realizou-se, em campo, um pré-zoneamento nos níveis de altura da floresta, para se obter no mínimo, três estratos distintos, partindo-se do pressuposto de que a vegetação se trata da mesma encontrada no bioma Cerrado e/ou Floresta Estacional Semidecidual, seguindo definições do IBGE (2012) e Coutinho (1978, 2006). Posteriormente instalaram-se as parcelas de amostragem. Tais estratos obtiveram as seguintes definições:

Estrato inferior de regeneração EIR – foram considerados para esta pesquisa todos os indivíduos mensurados menores e iguais a 0,50 m de altura.

Estrato médio de regeneração **EMR** – foram considerados para esta pesquisa todos os indivíduos mensurados entre 0,50 m e 1,30 m de altura.

Estrato superior de regeneração **ESR** – foram considerados para esta pesquisa todos os indivíduos mensurados acima ou igual a 1,30 m de altura.

Realizou-se o levantamento fitossociológico através do método de parcelas (Greig-Smith, 1983) para o ESR. Estas parcelas foram demarcadas e são permanentes, para futuras pesquisas. A distância de 20 metros foi considerada da borda para o início das parcelas para diminuir a densidade de invasoras, efeito de borda. A amostragem foi realizada, portanto, na forma de transectos instalados no sentido borda-centro dos fragmentos. Foram instalados cinco transectos de 10 x 100 m, com espaçamento entre eles de 10 m, totalizando 0,5 ha por fragmento estudado.

Para maior entendimento, optou-se por numerar e identificar com letras os transectos, sendo utilizado para o primeiro fragmento estudado a letra **A** sendo os transectos: **A1, A2, A3, A4, A5** e para o segundo fragmento estudado a letra **B** sendo os transectos: **B1, B2, B3, B4, B5**. Cada transecto de 10x100 m foi subdividido em parcelas contíguas de 10 m x 10 m nomeadas como: **1ºa, 2ºa, 3ºa...**, **1ºb, 2ºb, 3ºb...**, totalizando 10 parcelas por transecto e 50 parcelas por fragmento (Figura 8).

Em cada parcela de 10 m x 10 m, foram amostrados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos e arbóreos com altura de maior ou igual a 1,30 m, estes por sua vez foram marcados com fitas, identificados quanto ao nome popular, mensurado o seu DAP (diâmetro altura do peito) e medida a sua altura total. Utilizaram-se fitas biodegradáveis na cor rosa para marcação dos indivíduos já medidos.

A mensuração do **diâmetro** se deu através de fita diamétrica e suta de alumínio para indivíduos cujo diâmetro fosse maior que quatro centímetros e paquímetro para indivíduos cujo diâmetro fosse menor que quatro centímetros. A **altura total** de cada indivíduo foi estimada através da comparação com vara de medida graduada.

Para os estratos médio e inferior de regeneração foram estimadas as densidades absolutas e relativas, bem como índice de diversidade de Shannon (Shannon & Wiener, 1949). As parcelas foram demarcadas com estacas de madeira de 100 centímetros e delimitadas com fita zebra. Em cada um dos quatro cantos do transecto de 10x100 m foram instaladas estacas de cimento de 100 x 10 x 10 cm, bem como na borda dos fragmentos para indicar a entrada de cada transecto. A forma de distribuição dos transectos nos fragmentos amostrados está representada na Figura 8.

Os indivíduos do estrato médio de regeneração com altura entre 0,50 e 1,30 m foram identificados e quantificados em uma sub-parcela de 2 m x 10 m alocada no meio de cada parcela principal (10 m x 10 m), totalizando 50 sub-parcelas deste tamanho para cada fragmento (Figura 8). Para a demarcação desta sub-parcela foi utilizada fita zebraada.

No estrato inferior de regeneração todo indivíduo encontrado com altura menor ou igual a 0,50 m foi identificado e quantificado em 5 sub-parcelas de 1 m x 1m, alocadas, no mesmo sentido, nas extremidades de cada parcela principal (10 m x 10 m) e a última ao centro (Figura 8). Para a demarcação desta sub-parcela foi utilizada uma moldura de um metro quadrado feito de MDF cedido pela empresa. Cada estrato obteve um total de 250 sub-parcelas por fragmento.

A análise dos parâmetros fitossociológicos permite compreender a relação existente entre as espécies numa comunidade vegetal (Rodrigues, 1988). Para comparar a diversidade entre comunidades é necessário que a distribuição de abundância em todas as comunidades tenha aderência a um único modelo. Quando isso não acontece é mais conveniente usar uma medida de riqueza ou os índices de diversidade baseados na abundância proporcional das espécies, também chamados de índices de heterogeneidade (Magurran, 1988). Para a estimativa destes parâmetros e dos índices de diversidade utilizou-se o programa “FITOPAC” (Shepherd, 2001) bem como o programa “MATA NATIVA” (Mata Nativa, 2006). Tais programas, normalmente utilizados em pesquisas desta natureza, baseiam-se em fórmulas apresentadas por Whittaker (1972), Mueller-Dombois & Ellenberg (1974), Magurran (1988), Cavassan (1990) e Martins (1993), listadas a seguir.

Parâmetros fitossociológicos

Para análise da estrutura das comunidades de plantas munidas dos dados de DAP e altura, foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos: *frequência* das espécies – expressa o número de ocorrências de uma dada espécie nas diversas parcelas; *densidade* – número de indivíduos de cada espécie; *dominância* – expressa a influência de cada espécie na comunidade através de sua biomassa e do número de indivíduos (Galvão, 2002); *frequência absoluta e relativa*, *densidade total, absoluta e relativa* e *dominância total, absoluta e relativa*, bem como o *índice de valor de importância* (IVI) e o *índice de valor de cobertura* (IVC) utilizando-se as seguintes fórmulas ().

$$\text{frequência absoluta (FAe)} = 100 \cdot \text{Pe} / \text{Pt}$$

frequência relativa (FRe) = $100 \cdot FAe / FAT$

densidade total absoluta (DTA) = N / A

densidade absoluta (DAe) = ne / A

densidade relativa (DRe) = $100 ne / N$

dominância total absoluta (DoTA) = ABT / A

dominância absoluta (DoAe) = ABe / A

dominância relativa (DoRe) = $100 \cdot ABe / ABT$

índice de valor de importância (IVIe) = $DRe + FRe + DoRe$

índice de valor de cobertura (IVC) = $DRe + DoRe$

onde:

ne = número de indivíduos amostrados da espécie “e”;

N = número total de indivíduos amostrados;

A = área da amostra (em hectares);

ABe = área basal total da espécie “e” (em m²);

ABT = área basal total amostrada (em m²);

FAT = soma aritmética das frequências absolutas de todas as espécies amostrais;

Pe = número de unidades amostrais com a ocorrência da espécie “e”;

PT = número total de unidades amostrais.

Alguns destes parâmetros fitossociológicos foram utilizados também para estimativas de famílias. Neste caso a fórmula será acrescentada da letra **f**.

Índices de diversidade

Os índices de diversidade adotados foram os de Shannon, Simpson e Equidade (Shannon & Wiener, 1949; Simpson, 1949; Pielou, 1966).

1) Índice de diversidade de Shannon-Wiener

O índice de Shannon (Shannon & Wiener, 1949) é o mais utilizado para as medidas de diversidade por ser de fácil entendimento (Krebs, 1994). Originado da teoria da informação (Shannon & Wiener, 1949), o qual presume que todos os indivíduos são coletados aleatoriamente de uma “*população indefinidamente grande*” e que todas as espécies estão representadas na amostra (Magurran, 1988; Martins & Santos, 1999), foi proposto inicialmente por Margalef (1957, 1958) como uso de medida da diversidade:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \qquad p_i = \frac{n_i}{N}$$

onde:

H' = Índice de Shannon;

p_i = abundância relativa da espécie i;

n_i = Numero de indivíduos da espécie i;

N = Soma total de Indivíduos;

S = Soma total de espécies.

Quanto maior H', maior o conteúdo de informação sobre um indivíduo tomado da comunidade de modo independente e aleatório, isto é, ***há necessidade de tomar um número muito grande de indivíduos para que seja possível conhecer S***, o número de espécies na comunidade (Magurran, 1988).

Como o valor de H' depende da base logarítmica usada em seu cálculo, deve-se prestar muita atenção quando se deseja comparar comunidades: H' deve ser calculado com a mesma base logarítmica em todas elas.

2) Índice de diversidade de Simpson

Quando se usa o índice de heterogeneidade de Shannon, perdem-se todas as informações sobre a estrutura de abundância da comunidade. Porém, quando se comparam várias comunidades, é possível ter uma idéia da variação simultânea de H', da riqueza e da equidade entre elas (Simpson, 1949). O índice de Shannon apresenta um certo desvio em direção à riqueza específica da comunidade (Magurran, 1988). Assim, é interessante também conhecer o grau de concentração de abundância de espécies. A melhor medida da concentração de dominância é o índice de concentração de Simpson (Simpson, 1949):

$$C = \sum \frac{(n_i(n_i - 1))}{(N(N - 1))} \text{ ou } C = \sum p_i^2$$

onde:

C = Índice de dominancia ou D = Índice de Simpson;

p_i = abundância relativa da espécie i;

n_i = Números de indivíduos da espécie i;

N = Some total de indivíduos.

Tal índice é inversamente relacionado ao valor de H' : à medida que H' cresce, C diminui. Por isso, alguns autores usam transformar o índice de Simpson em medida de diversidade de Simpson $D = 1 - C$ ou $D = 1 / C$, de modo que, em sua forma transformada, tenha uma relação direta com a variação de H' (James & Shugart, 1970). Por outro lado C tem também uma relação inversa com a equidade: quanto maior a equidade, menor a concentração e vice-versa.

3) Índice de Equidade

Estimar a equidade é incerto (May, 1975; Batten, 1976), mas, apesar disso, um dos índices de equidade mais usados, devido à simplicidade de cálculo, é o de Pielou (1966):

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

onde:

E = Índice de equidade

H' = Índice de Shannon

S = Soma total de espécies

A equidade é uma forma de se complementar o Índice de diversidade de Shannon, que nos dá o valor objetivo do grau de equidade e de semelhança das proporções de várias espécies. Portanto quanto mais próximo do valor **1** for a equidade, isto é, quanto mais próximo de $\ln S$ for H' , mais semelhantes são as proporções de várias espécies. É importante ressaltar que a única informação que obtemos diz respeito às proporções, através da equidade não se tem valores específicos do número de espécies, se são elevados ou baixos (Magurran, 1988).

Os parâmetros fitossociológicos e os índices de diversidade não foram calculados considerando os indivíduos mortos, já que não disputam os recursos do meio e não ocupam espaço no dossel. Lianas e ervas não foram incluídas no levantamento fitossociológico.

3) Estimativa de Riqueza de Jackknife

A estimativa da riqueza de espécies na comunidade foi calculada pela distribuição lognormal, pela série logarítmica e pela estimativa Jackknife (TUKEY, 1958). Esta última é uma abordagem não-paramétrica baseada na frequência de espécies únicas observadas

na comunidade que, segundo Heltshe e Forrester (1983), são aquelas que ocorrem uma única vez por unidade amostral, seja ponto-quadrante ou parcela. A estimativa é dada por:

$$S^* = s + (n - 1)k$$

onde:

S^* = Estimativa Jackknife da riqueza de espécies

s = número total de espécies presentes nos n pontos-quadrantes

n = número total de pontos-quadrantes amostrados

k = número de espécies únicas

3.2.3 *Análise estatística*

A análise estatística dos dados pode ser considerada como um passo preliminar antes de se estudar a estrutura espacial. Portanto, os conjuntos de dados foram inicialmente analisados por meio de estatística descritiva e foram determinados a média, variância, desvio padrão, coeficiente de variação, o valor máximo, coeficiente mínimo de simetria e curtose tanto o número espécies como para os indivíduos. Porém, esta tese apresentará, somente, os dados referentes a geoestatística, objetivo do estudo.

3.2.4 *Análise geoestatística*

Para a análise e representação da variabilidade espacial das características das espécies e indivíduos encontrados na análise estatística se utilizaram ferramentas antes mencionadas na introdução: os programas elaborados por Vieira *et al.* (1983), o EXCEL e algumas das opções dos programas SURFER e STATISTICS.

Todas as análises geoestatísticas baseiam-se na premissa de que é mais provável que valores de uma propriedade medidos em pontos separados por distâncias pequenas apresentem maior similaridade entre si, do que os medidos a distâncias maiores. Isto é, admiti-se na Geostatística a existência de auto-correlação espacial. Esta hipótese pode ser verificada através da análise dos semivariogramas das propriedades estudadas, em outras palavras, o semivariograma é uma ferramenta para medir a autocorrelação.

A fim de verificar a estrutura espacial das variáveis estudadas, foi realizada análise geoestatística básica usando técnicas padrão. A descrição detalhada dos métodos geoestatísticos utilizados nesta tese pode ser encontrada em vários trabalhos (Matheron, 1963, Journel & Huijbregts, 1978, Vieira *et al.*, 1983, Chiles & Delfiner, 1999), sendo aqui apresentadas de forma breve.

3.2.4.1 Cálculo do semivariograma experimental

A variograma é um modelo que representa a dependência espacial dos valores de de uma variável registrados em dois pontos separados a uma distância, h . A medida que aumenta a distância entre os dois pontos, as diferenças entre os valores registrados também aumentam, porém, a correlação espacial diminui. Como a distância entre dois pontos, a diferença entre os valores registados são os aumentar, de modo que a correlação espacial diminui. O semivariograma (Journel & Huijbregts, 1978) é definido pela seguinte expressão:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2$$

Para uma série de valores $Z(x_i)$, medidos em cada uma das N localizações x_i definidas por um par de coordenadas (x, y) , o semivariograma experimental se estima usando a equação:

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2$$

onde:

γ^* = valor do semivariograma experimental;

$N(h)$ = nº de pares medidos separados pela distancia h ;

$Z(x_i)$ = valor da variável no ponto x_i ;

$Z(x_i + h)$ = valor da variável no ponto $x_i + h$.

O gráfico $\gamma^*(h)$ frente aos valores correspondentes da distância h denominado *semivariograma*, é uma função de vetor h ; portanto, depende da magnitude e direção de h (Vieira *et al.*, 1983).

3.2.4.2 Ajuste e validação de modelos teóricos

A análise estrutural é o processo de definição do modelo geoestatístico que melhor se ajusta aos dados experimentais no contexto do processo da análise da variabilidade espacial. Esta análise envolve a especificação das hipóteses que serão utilizadas sobre a variabilidade do fenômeno estudado. É necessário definir se a variável pode ser

considerada estacionária ou não, e se necessária a definição de uma tendência determinista. Portanto, a análise estrutural é considerada um ponto de encontro entre as descrições quantitativas e qualitativas da realidade.

Nesta tese o ajuste dos modelos teóricos dos semivariogramas experimentais calculados foi realizado pela técnica de validação cruzada seguindo os critérios de Vieira *et al.* (1983).

3.2.4.3 Estimação por uma variável simples: krigado pontual

A interpolação das variáveis estudadas, o número de espécies e indivíduos, para os casos com dependência espacial foi realizada utilizando krigagem ordinária, de acordo com os termos estabelecidos abaixo.

Dadas as condições que devem satisfazer o estimador (linearidade, polarização zero e variância mínima) para calcular um valor interpolado amostrado num ponto não amostrado é necessário resolver um sistema de equações lineares conhecidas como equações de krigagem, cuja, dedução pode ser vista a partir de um detalhe em Vieira (2000). Em resumo, obtemos o seguinte sistema linear de $n + 1$ equações:

$$\sum_i \lambda_i \gamma(x_i - x_j) + \mu = \gamma(x_i - x) \quad i = 1 \dots n$$

$$\sum_j \lambda_j = 1$$

que se pode escrever de forma matricial:

$$\begin{pmatrix} 0 & \gamma_{12} & \gamma_{13} & \dots & \gamma_{1n} & 1 \\ \gamma_{21} & 0 & \gamma_{23} & \dots & \gamma_{2n} & 1 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \dots & \vdots & \vdots \\ \gamma_{n1} & \gamma_{12} & \gamma_{13} & \dots & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & \dots & 1 & 0 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \vdots \\ \lambda_n \\ \mu \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \gamma_1 \\ \gamma_2 \\ \vdots \\ \gamma_n \\ 1 \end{pmatrix}$$

Onde:

$\gamma_{ij} = \gamma(x_i, x_j)$ é a semivariância estimada usando o modelo teórico de semivariograma ajustado a valores experimentais, que corresponde a distância entre os pontos localizados na posição x_i y x_j ;

$\gamma(x_i, x_0)$ é a semivariância correspondente a distância entre os pontos localizados na posição x_i y x_0 .

A solução do sistema de equações de krigagem gera N valores de pesos λ y e um valor do multiplicador de Lagrange, μ , associados ao processo de minimizar a variância. Substituindo os valores dos pesos, λ_i , na equação é possível se estimar os valores em qualquer posição, x_0 , do espaço amostrado.

O uso de valores imparciais e com variância mínima, obtidos por krigagem, permite construir mapas de isolinhas ou mapas tridimensionais para a análise e interpretação da variabilidade.

Como já mencionado, a krigagem permite calcular a variação do erro de estimativa (que no caso de um ponto de amostra deve ser 0) através da seguinte expressão:

$$\sigma_k^2(x_0) = \sum_i \lambda_i \gamma(x_i - x_j) + \mu$$

É necessário insistir que as equações de krigagem não dependem de valores experimentais das variáveis, mas apenas de sua posição no espaço e do modelo de dependência espacial ajustado mediante um semivariograma $\gamma(h)$. Por outro lado, a variância do erro de estimativa depende somente do semivariograma teórico, $\gamma(h)$, e dos coeficientes de ponderação, e não dos valores de medidos.

A estimativa por krigagem tende ao valor verdadeiro em condições muito gerais, ao aumentar o número de dados; em relação à estimativa de variância isso não ocorre, o erro no cálculo é delimitado pelo erro cometido ao estimar o semivariograma (Samper Calvete & Carrera Ramírez, 1996).

3.2.4.4 Estimação por uma variável mediante o cokrigado ordinário

Foram analisados covariogramas ou semivariogramas cruzadas para os pares de variáveis que apresentaram uma correlação significativa e, foram projetados mapas de cokrigagem.

Para definir um correlograma com um modelo teórico deverá existir uma forte correlação entre as variáveis primária e secundária. O ajuste do correlograma e estimativa mediante cokrigagem foi realizada seguindo o proposto por Goovaerts (1997).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Florística geral dos fragmentos

Pesquisas realizadas com estudos florísticos e fitossociológicos em florestas nativas do interior de São Paulo têm mostrado que tais florestas apresentam variações em sua estrutura fitossociológica como na composição de sua flora em razão às diferenças nas condições ambientais dentro de um único trecho contínuo (IBGE, 2012; Cavassanet *al.*, 1993; Bertoncini, 1996; Duraflora, 1999; Kronkaet *al.*, 1998, 2003; Paschoal, 2004, Toppaet *al.*, 2000, 2004; São Paulo, 2005) o que corrobora com os resultados desta pesquisa. Assim, foram concluídos os levantamentos de campo de estrutura da vegetação arbórea, arbustiva e herbácea em dois fragmentos compostos por vegetação nativa, circundados por plantações de espécies exóticas de *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.* Lembrando que tais fragmentos foram nomeados nesta pesquisa por Fragmento **A** e Fragmento **B**.

Foi amostrado um total de 21.401 indivíduos vivos pertencentes a 49 famílias, distribuídos em 79 gêneros com 140 espécies, onde pelo menos 95% destas foram identificadas até família (Anexo 1). Mesmo com o controle intensivo não se conseguiu material reprodutivo de todas as espécies. Devido à ausência desse material, algumas espécies ficaram com identificação incompleta ou sem identificação. Todas as espécies encontradas foram registradas quanto a seu nome popular, portanto foram incorporadas aos cálculos.

As famílias amostradas na Figura 9 perfazem um número total de 87,3% dos indivíduos amostrados nos fragmentos A e B da fazenda Monte Alegre. Embora não exista uma família dominante, a família Euphorbiaceae se destaca com 38,9% do total de indivíduos amostrados, seguida de Rubiaceae com 24,5% e demais. A espécie com maior número de indivíduos em Euphorbiaceae é o *Actinostemon communis* Pax & K.Hoffm. (8.034 indivíduos), em Rubiaceae, a *Psychotria sp.* (1.994 indivíduos), Myrtaceae, a *Eugenia sp2.* (1137 indivíduos), Poaceae, a *Poaceae 3* (265 indivíduos), Monimiaceae, a *Siparuna guianensis* Aubl. (938 indivíduos) e, em Lauraceae, a *Ocotea sp.* (689 indivíduos) Portanto, apenas 6 das 49 famílias contêm 87,3% do número total de indivíduos amostrados.

A distribuição do número de indivíduos pertencentes a uma família botânica é denominada *dominância* de família (Martins, 1993) e é apresentado na peladistribuição do número de indivíduos amostrados por família nos dois fragmentos (Figura 9).

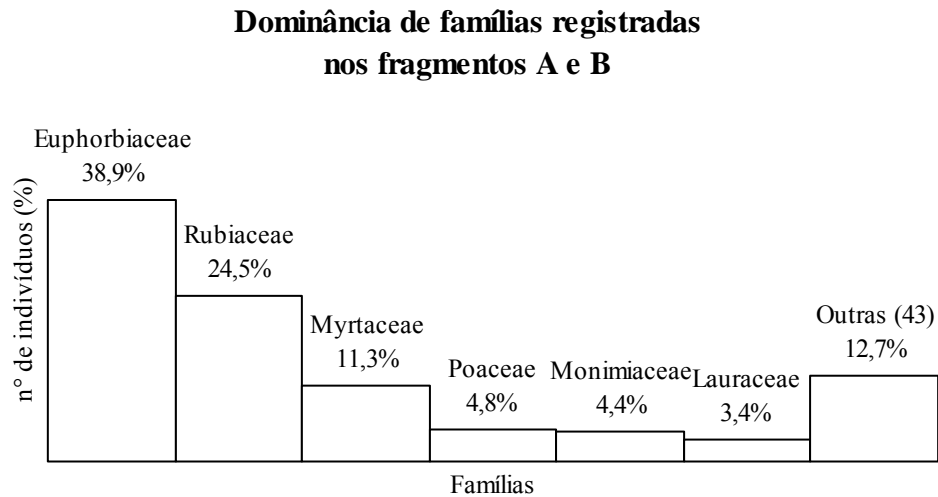


Figura 9 - Distribuição do número de indivíduos amostrados por família nos dois fragmentos

Euphorbiaceae, Rubiaceae e Myrtaceae retêm porcentagens altas do número total de indivíduos, contudo, Euphorbiaceae vem em primeiro lugar devido à elevada densidade por área que apresenta apenas uma de suas espécies (*A. communis* Pax & K.Hoffm.). Ao descrever aspectos taxonômicos da região de Agudos e Bauru, alguns autores (Coralet *et al.*, 1991; Cavassan *et al.*, 1993; Paschoal, 1997, 2004) registram a presença desta espécie típica de sub-bosque.

Segundo Rozza (1997) é comum encontrar em levantamentos fitossociológicos de florestas estacionais semidecíduais uma ou duas espécies típicas como dominantes, elas apresentam elevadas densidades populacionais e ocorrem geralmente no estrato médio. Entretanto, poucos estudos (Rodrigues, 1992, 1999; Rozza, 1997; Moreira, 2007) relatam o aparecimento com tamanha abundância para o *A. communis* Pax & K.Hoffm.

Considerando as famílias com maior número de espécies, ao contrário do número de indivíduos, obtém-se o gráfico da Figura 10, onde 6 famílias, Rubiaceae (16), Myrtaceae (13), Fabaceae (8), Lauraceae (8), Euphorbiaceae (6) e Melastomataceae (6) perfazem 43,1% do número total de espécies amostradas nos dois fragmentos, correspondente a 57 espécies amostradas. As outras 43 famílias somaram 56,9%, correspondente a 83 espécies amostradas.

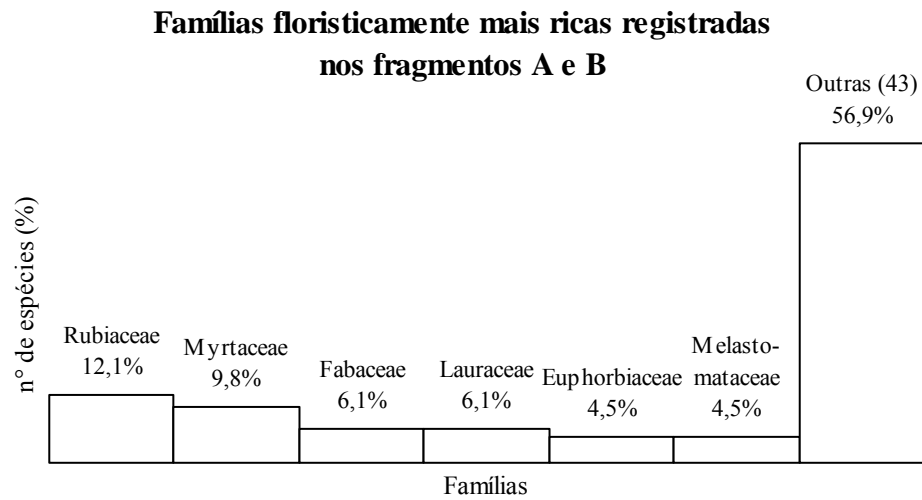


Figura 10 - Distribuição do número de espécies por famílias amostrados nos fragmentos A e B da fazenda Monte Alegre, Agudos, SP.

Embora não exista uma dominância nítida por família sobre as demais, na 10, ao contrário da Figura 9, a família Rubiaceae destaca-se apresentando o maior número de espécies e a família Euphorbiaceae apresenta-se em 5º lugar com poucas espécies.

Porcentagens elevadas de famílias com uma única espécie foram registradas nesta pesquisa, o que pode estar relacionado ao grau de seletividade imposto pelo ambiente (Paschoal, 1997), bem como com a ação antrópica sofrida na região (Paschoal, 2004). Segundo Toniato & Oliveira Filho (2004) existem famílias em florestas mesófilas e matas ciliares que apresentam somente uma espécie, sendo a porcentagem em torno de 50% e 60% respectivamente.

A família Leguminosae tem apresentado em várias pesquisas (Coralet *al.*, 1991; Martins, 1993; Cavassan *et al.*, 1993; Rozza, 1997; Paschoal, 1997, 2004) um número grande de espécies sendo muitas vezes classificada como a família de maior número. Como se adotou o sistema de Cronquist (1981) para a classificação da vegetação encontrada e o número de espécies desta família não tiveram níveis de significância altos, optou-se por não adotá-la.

A relação harmônica característica de plantas que se desenvolvem sobre outras sem prejudicá-las é considerado como Epifitismo (Blanquet, 1979). A importância ecológica do epifitismo consiste, portanto no equilíbrio interativo entre as espécies e na manutenção da diversidade biológica (Waechter, 1992). Embora existam muitos estudos

sobre epífitas no sul e sudeste do Brasil (Martins & Cavassan, 1996; Gonçalves & Waechter, 2002, 2003; Waechter, 1986, 1992, 1998), na região de Bauru pouco se sabe sobre essas formas de vida, e não há nenhum conhecimento quantitativo sobre essas espécies (Fabricante *et al.*, 2006). Nesta pesquisa as espécies epífitas estão representadas pelas samambaias, com duas espécies; pelas famílias Orchidaceae com uma espécie e Bromeliaceae, com três espécies, onde somente uma, a *Bromelia balansae* Mez pôde ser identificada. As outras espécies obtiveram a mesma denominação da família.

Segundo Einten (1972), citado por Bertoncini (1996), as samambaias apresentam poucas espécies no cerrado, sendo representado normalmente pelos gêneros *Adiantum*, *Anemia* e *Polypodium*. Einten (1972) relata ainda que para a família Bromeliaceae algumas espécies formem grandes aglomerados no Estado de São Paulo, mas que existem poucas espécies e que a família Orchidaceae apresenta ampla distribuição no cerrado e pouca abundância. O restante das espécies encontradas nesta pesquisa concentra-se em espécies terrícolas.

A família Poaceae, com espécies não identificadas nesta pesquisa, apresentou 1023 indivíduos para seis espécies, sendo quatro delas encontradas nos dois fragmentos. O aparecimento de gramíneas no interior dos fragmentos pode estar associado à ação antrópica sofrida no local e a fatores naturais, como formação de pequenas clareiras. Segundo Junk (1990) e Worbes *et al.* (1991) as gramíneas são mencionadas por como predominantes no estágio inicial de sucessão primária que ocorre nas várzeas da Amazônia Central. No Estado de São Paulo Mantovani *et al.* (1989) relatam densas populações de gramíneas ao longo de margens instáveis de rios. Junk (1990) atribui a abundância de uma espécie nos estágios iniciais de sucessão à sua habilidade de resistir à rápida sedimentação, devido à produção de novas raízes laterais, à medida que o tronco vai sendo soterrado.

As famílias Asteraceae, Lauraceae, Myrtaceae, Orchidaceae, Poaceae, Portulacaceae, Rubiaceae e Symplocaceae apresentaram espécies não identificadas cientificamente, obtendo estas o nome das famílias para sua identificação.

Comparando espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas desta pesquisa com listagem de espécies do cerrado, cerradão e floresta estacional semidecidual apresentadas por Sano *et al.* (1998), foram encontradas 62 espécies coincidentes. Este valor corresponde a 44,3% das espécies identificadas nos fragmentos da fazenda Monte Alegre e a 24,8% das espécies listadas em todo o Estado de São Paulo. Das 266 espécies listadas por Leitão

Filho (1992) para o cerrado no Estado, 48 espécies são coincidentes, correspondendo a 18% das espécies identificadas neste estudo.

Em diversas pesquisas no Estado de São Paulo (Rozza, 1997; São Paulo, 1997; Gomes *et al.*, 2004; Paschoal, 2004; Toppaet *et al.*, 2004; Teixeira *et al.* 2004), o número encontrado de espécies (140) para esta pesquisa é próximo em relação a outros levantamentos. Esta porcentagem variou de 13 a 45% de espécies coincidentes. Paschoal (2004), em dois anos e meio de levantamento florístico, encontrou um número alto de espécies (239) em comparação a outras áreas. Segundo Paschoal (2004), parte da listagem apresentada é constituída por espécies comuns à floresta estacional semidecidual, ocasionalmente ocorrendo em cerradão ou em zonas de transição cerradão - floresta estacional semidecidual. Em pesquisa semelhante, Durigan *et al.* (1999) em dez anos de levantamento fitossociológico, encontraram 219 espécies e a listagem também é constituída por espécies de mesma fitofisionomia. O fato de estas pesquisas ter efetuado coletas por um longo período de tempo poderia ter contribuído para o grande número de espécies encontrado (Toppaet *et al.*, 2006).

Entre as fitofisionomias encontradas, o cerrado foi o que apresentou o maior número de espécies típicas (29 espécies), seguido de cerradão (26 espécies) e da floresta estacional semidecidual (25 espécies). Grande parte destas espécies foi bastante variável entre as três fitofisionomias e grande parte delas ocorrem em mais de um tipo vegetacional. Este resultado também foi observado em outras pesquisas (Rozza, 1997; Rodrigues, 1999; Gomes *et al.*, 2004; Paschoal, 2004; Teixeira *et al.* 2004; Toppaet *et al.*, 2000, 2004).

A maioria das espécies encontradas no levantamento florístico, neste caso, mais de 50% das espécies, apresentam-se em todas as fitofisionomias citadas acima.

Somente três espécies catalogadas, *Tabernaemontana fuschsiaefolia* (Apocynaceae), *Vernonia ferruginea* (Asteraceae) e *Byrsonima intermedia* (Malpighiaceae) foram consideradas por Sano *et al.* (1998) como espécies invasoras. Segundo Sano *et al.* (1998), as espécies invasoras ou ruderais, encontradas normalmente em áreas nativas perturbadas, foram listadas pela grande frequência em que são encontradas no bioma Cerrado e são importantes nos estádios sucessionais das suas formações vegetais.

De todas as espécies registradas, 33 foram identificadas somente até gênero. Uma vez que 140 espécies foram registradas, 46 delas são comuns em ambos os fragmentos.

Verifica-se que o fragmento **A** apresenta 55 espécies que lhe são típicas e o fragmento **B** apresenta 38 espécies.

De acordo com Leitão Filho (1992), a Secretaria do Estado do Meio Ambiente (São Paulo, 1997) e Rodrigues (1999), algumas espécies típicas de ocorrência no Estado de São Paulo, em cerrado, encontradas nos dois fragmentos foram: *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart., *Cordia trichotona* (Vell.) Arrab. e *Terminalia brasiliensis* (Camberss. Ex A.St.-Hill.) Eicher. Para cerradão, algumas espécies típicas encontradas foram: *Tapirira guianensis* Aubl., *Cordia sellowiana* Cham. *Pterodon emarginatus* Vogel. E, para a floresta estacional semidecidual, algumas espécies típicas encontradas foram: *Copaifera langsdorffii* Desf., *A. communis* Pax & K.Hoffm. e *Machaerium stipitatum* Vogel.

A presença de 21 espécies raras nos fragmentos, aquelas que ocorrem em levantamentos com somente um indivíduo (Martins, 1993), perfazem 15% do valor total de espécies encontradas. Para Durigan & Leitão Filho (1995), raridade de espécies é um conceito a ser discutido, pois a interpretação dos valores pode ser equivocada, quando se trata de espécies cuja população é por natureza, dispersa. É importante entender o conceito de raridade para que não se tenha resultados falsos, pois quando se visa identificar espécies raras visando a preservação de sua populações, não se pode confundir espécies endêmicas com aquelas de baixa densidade (Miranda, 2000). A presença e a persistência de espécies raras na comunidade são atualmente vistas como um dos mais importantes indicadores da integridade do ecossistema (Durigan *et al.*, 2006).

É importante ressaltar que algumas das espécies encontradas nesta pesquisa, como, *Casearia sylvestris* Sw., *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *A. communis* Pax & K.Hoffm. e *Aegiphila sellowiana* Cham., são consideradas por Rodrigues (1999), predominantes em estágios iniciais da sucessão e presentes em fragmentos florestais muito perturbados. A presença destas espécies nesses fragmentos pode ser explicada pela atuação de fatores climáticos e/ou antrópicos sofridos na região e pela fragmentação.

4.1.1 Florística do fragmento A

Foram amostrados no fragmento A um total de 12.998 indivíduos distribuídos em 102 espécies, 79 gêneros e 43 famílias onde pelo menos 90% destas foram identificadas até família (Anexo 1). A distribuição do número de indivíduos pertencentes a uma família está apresentada na Figura 11.

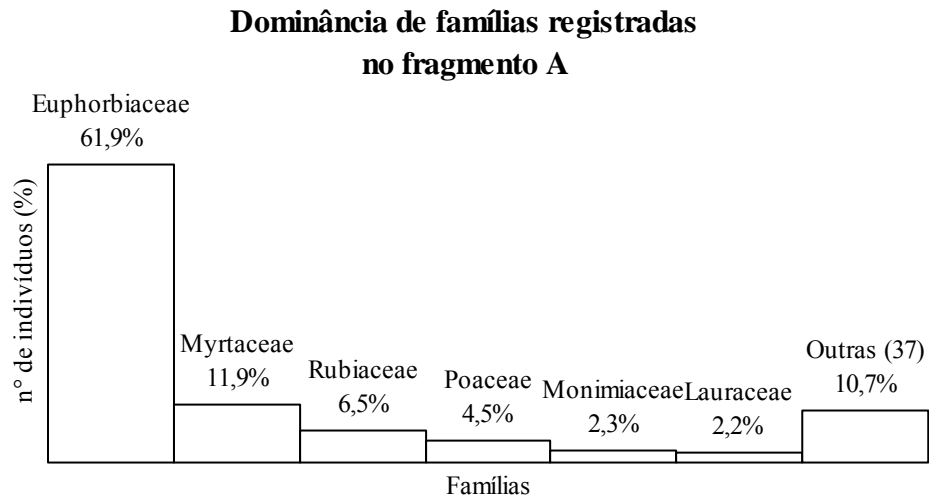


Figura 11- Distribuição do número de indivíduos amostrados por família no fragmento A, com 6 famílias perfazendo 89,3% do total

As famílias amostradas na Figura 11 perfazem um número total de 89,3% dos indivíduos amostrados nos fragmentos A da fazenda Monte Alegre. A família Euphorbiaceae se destaca com 61,9% do total de indivíduos amostrados, seguida de Myrtaceae com 11,9%, Rubiaceae com 6,5% e demais. A espécie com maior número de indivíduos em Euphorbiaceae é o *A. communis* Pax & K.Hoffm. (8.023 indivíduos), em Myrtaceae, a *Eugenia sp2.* (837 indivíduos), Rubiaceae, a *Coussarea hydrangeaefolia* (Benth.) Benth. & Hook. (418 indivíduos), Poaceae, a *Poaceae 3* (265 indivíduos), Monimiaceae, a *Siparuna guianensis* Aubl. (296 indivíduos) e, em Lauraceae, a *Ocotea sp.* (264 indivíduos). Portanto, apenas 6 das 43 famílias contêm 89,3% do número total de indivíduos amostrados.

A família Euphorbiaceae se destaca devido à elevada densidade por área que apresenta apenas uma de suas espécies (*A. communis* Pax & K.Hoffm.). Coralet *et al.* (1991), Cavassan *et al.* (1993) e Paschoal (1997, 2004) registram a presença desta espécie típica de sub-bosque na região de Agudos e Bauru.

Larcher (2001) relata que a luminosidade disponível no interior das florestas interfere na composição de espécies e na distribuição das mesmas nos estratos inferiores onde ocorre uma seleção das espécies. Com a abertura do dossel (clareiras), provocadas por meios naturais ou antrópicos, as espécies umbrófilas são substituídas por outras que dependem de maior luminosidade, fazendo com estas procurem ambientes mais sombreados (Rozza, 1997).

Assim, a dominância do *A. communis* Pax & K.Hoffm. no fragmento A pode estar relacionada à baixa luminosidade devido à presença de um dossel contínuo com clareiras de tamanho pequeno. Deve-se ressaltar que a presença desta espécie na área também pode estar relacionada a eventos climáticos e históricos que podem estar favorecendo-a. Como já foi exposto anteriormente, houve uma grande retirada de madeira nativa no passado o que pode ter ocasionado o aumento do número de indivíduos da espécie.

Segundo Rozza (1997) é comum encontrar em levantamentos fitossociológicos de florestas estacionais semidecíduais uma ou duas espécies típicas como dominantes, elas apresentam elevadas densidades populacionais e ocorrem geralmente no estrato médio. Entretanto, poucos estudos (Rodrigues, 1992; Rozza, 1997; Moreira, 2007) relatam o aparecimento com tamanha abundância para o *A. communis* Pax & K.Hoffm.

A elevada dominância do *A. communis* Pax & K.Hoffm, em relação às demais espécies, nos três estratos amostrados no fragmento A, pode estar relacionada também a eventos naturais, onde a interação destes com a biologia reprodutiva da espécie podem ter favorecido ou estar favorecendo sua proliferação. Segundo Rodrigues (1992, 1999), poucas espécies estão adaptadas às condições mais estressantes de constante retirada e deposição da serapilheira. Assim, como a região provém de uma ação antrópica, através da fragmentação, a elevada dominância do *A. communis* Pax & K.Hoffm pode também estar relacionada à perturbações deste gênero.

É provável que com o efeito da fragmentação esta área passou a apresentar uma vegetação de floresta madura em seu dossel. Isto vem a somar a mais uma das possibilidades para a ocorrência em tal proporção do *A. communis* Pax & K.Hoffm.

Considerando as famílias com maior número de espécies, ao contrário do número de indivíduos, obtém-se o gráfico da Figura 12, onde 6 famílias, Rubiaceae (10), Lauraceae (8), Myrtaceae (8), Fabaceae (6), Poaceae (5) e Caesalpiniaceae (4) perfazem 40,2% do número total de espécies amostradas nos dois fragmentos, correspondente a 37 espécies amostradas. As outras 37 famílias somaram 59,8%, correspondente a 65 espécies amostradas.

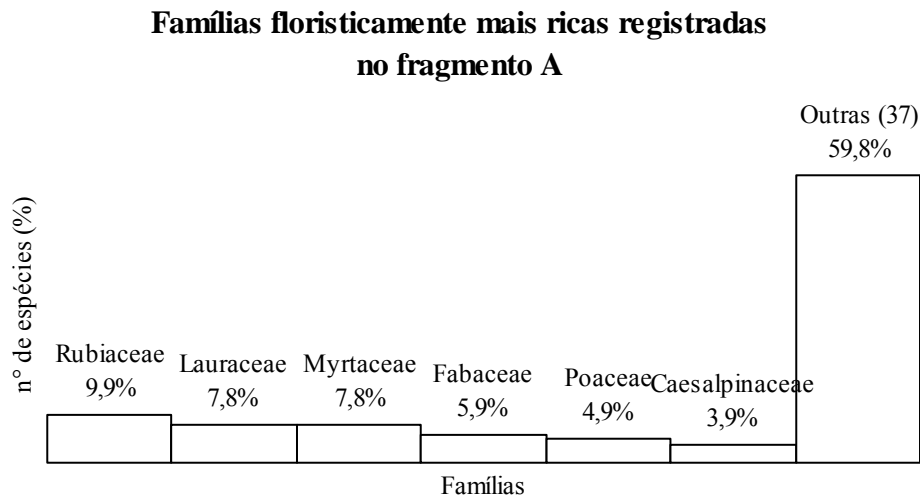


Figura 12 - Distribuição do número de espécies por famílias amostrados no fragmento A da fazenda Monte Alegre, Agudos, SP.

Embora não exista dominância nítida por família sobre as demais, na Figura 12, ao contrário da Figura 11, a família Rubiaceae destaca-se apresentando o maior número de espécies e a família Euphorbiaceae, dominante em número de indivíduos apresenta-se somente com três espécies.

Como já exposto anteriormente, porcentagens elevadas de famílias com uma única espécie foram registradas nesta pesquisa, o que pode estar relacionado ao grau de seletividade imposto pelo ambiente (Paschoal, 1997), bem como com a ação antrópica sofrida na região (Paschoal, 2004).

A família Poaceae apresentou 588 indivíduos para cinco espécies. O aparecimento de gramíneas no interior dos fragmentos pode estar associado à ação antrópica sofrida no local e a fatores naturais, como formação de pequenas clareiras.

Cabe ainda ressaltar que dentro e fora deste fragmento foram observados a presença de lianas, tanto lenhosas como herbáceas. Segundo Engel *et al.* (1998) e Hora & Soares (2002), o impacto gerado pela fragmentação florestal no Estado de São Paulo levou ao aparecimento abundante de lianas, principalmente nas bordas, podendo interferir na dinâmica natural destas florestas, muito embora sua presença seja mais benéfica do que prejudicial. As lianas são indesejáveis somente se os níveis de distúrbios, na maioria antrópicos, afetam a estrutura e a função das comunidades onde estão presentes (Engel *et al.*, 1998).

Nos fragmentos estudados é comum observar uma volumosa cortina de lianas nas bordas e em seu interior. Diversos estudos (Morellato&LeitãoFilho, 1996; Engel *et al.*,1998; Hora & Soares, 2002) comprovaram que as lianas aumentam a riqueza de espécies e que funcionam como tampão nas bordas dos fragmentos, impedindo a maior penetração de luz na floresta, conseqüentemente impedindo o avanço do efeito de borda.

Segundo Weiser (2001), as investigações com lianas são escassas, embora essas plantas constituam um componente freqüente nas comunidades vegetais e de importância particular na estrutura destas.

Dando continuidade, entre as fitofisionomias encontradas, o cerrado foi o que apresentou o maior número de espécies típicas (25 espécies), seguido da floresta estacional semidecidual com (21 espécies), e de cerradão (15 espécies). É importante lembrar que a interseção florística entre formações é grande, onde as espécies também podem ocorrer em outras formações.

Comparando espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas desta pesquisa com listagem de espécies do cerrado, cerradão e floresta estacional semidecidual apresentadas por Sano *et al.* (1998), foram encontradas 49 espécies coincidentes. Este valor corresponde a 35,1% das espécies identificadas nos fragmentos da fazenda Monte Alegre e a 15,5% das espécies listadas em todo o Estado de São Paulo.

De acordo com LeitãoFilho (1992), a Secretaria do Estado do Meio Ambiente (SãoPaulo, 1997) e Rodrigues (1999), algumas espécies típicas de ocorrência no Estado de São Paulo, em cerrado, encontradas no fragmento A foram: *Bromelia balansae* Mez, *Ocotea pulchella* Mart. e *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Cov. Para cerradão, algumas espécies típicas encontradas foram: *Platypodium elegans* Vogel., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. (que também pode ser encontrado na floresta estacional semidecidual), e *Vochysia tucanorum* Mart. (que também pode ser encontrado no cerrado). E, para a floresta estacional semidecidual, algumas espécies típicas encontradas foram: *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Casearia sylvestris* Sw. (típicas em fragmentos florestais) e *Acacia polyphylla* A. DC..

4.1.2 Florística do fragmento B

Foram amostrados no fragmento B um total de 8.403 indivíduos distribuídos em 86 espécies, 62 gêneros e 34 famílias onde pelo menos 90% destas foram identificadas até

família (Anexo 1). A distribuição do número de indivíduos pertencentes a uma família está apresentada na Figura 13.

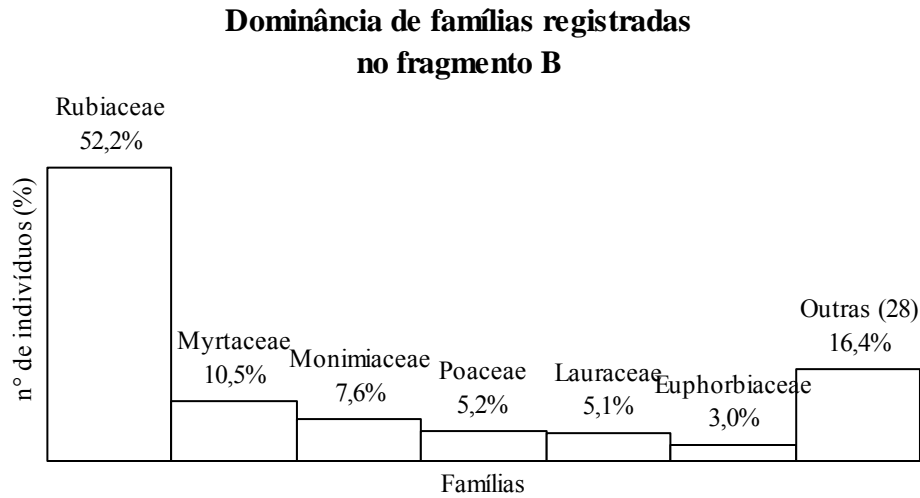


Figura 13 - Distribuição do número de indivíduos amostrados por família no fragmento B, perfazendo 83,6% do total.

A família Rubiaceae se destaca devido à elevada densidade por área que apresentam as espécies (*Faramea cyanea* Müll. Arg e *Psychotria* sp. 2). Estudos realizados por Paschoal (2004), constam dados de caracterização das fitocenoses da Região de Bauru, utilizadas para comparação com floresta estacional semidecidual, onde as famílias Rubiaceae e Myrtaceae se destacam por apresentarem maior dominância e maior número de espécies. Este mesmo resultado pode ser comparado aos desta pesquisa.

As famílias amostradas na Figura 13 perfazem um número total de 83,6% dos indivíduos amostrados nos fragmentos B da fazenda Monte Alegre. A família Rubiaceae se destaca com 52,2% do total de indivíduos amostrados, seguida de Myrtaceae com 10,5%, Monimiaceae com 7,6% e demais. As espécies com maior número de indivíduos em Rubiaceae foram a *Psychotria* sp. 2 (1.994 indivíduos) e *Farameacyanea* Müll. Arg. (1374 indivíduos), em Myrtaceae, a *Eugenia* sp3. (305 indivíduos), Monimiaceae, a *Siparunaguianensis* Aubl.. (642 indivíduos), em Poaceae, a Poaceae 5 (162 indivíduos), Lauraceae, a *Ocoteapulchella* Mart.. (425 indivíduos) e, em Euphorbiaceae, a *Euphorbia*. (147 indivíduos). Portanto, apenas 6 das 34 famílias contêm 83,6% do número total de indivíduos amostrados.

Gomes *et al.* (2004), fazendo um trabalho comparativo com nove levantamentos realizados em fisionomias semelhantes realizados no Estado de São Paulo, encontrou

dentre as 6 principais, as famílias Myrtaceae e Rubiaceae, onde Rubiaceae se destaca com uma família de alta riqueza no cerrado paulista.

Considerando as famílias com maior número de espécies, obtém-se o gráfico da Figura 14, onde 6 famílias, Rubiaceae (13), Myrtaceae (10), Fabaceae (6), Melastomataceae (6), Euphorbiaceae (5) e Poaceae (4) perfazem 54,3% do número total de espécies amostradas nos dois fragmentos, correspondente a 44 espécies amostradas. As outras 28 famílias somaram 45,7%, correspondente a 42 espécies amostradas.

Embora não exista dominância nítida por família sobre as demais na Figura 14, a família Rubiaceae destaca-se apresentando o maior número de espécies seguidas pela família Myrtaceae. A Figura 13 mostra a dominância da família Rubiaceae sobre as demais devido à presença de duas espécies apresentando um número grande de indivíduos, o que não se observou na Figura 14. Esta dominância pode estar relacionada a porcentagens elevadas de famílias com uma única espécie, fato já discutido nesta pesquisa.

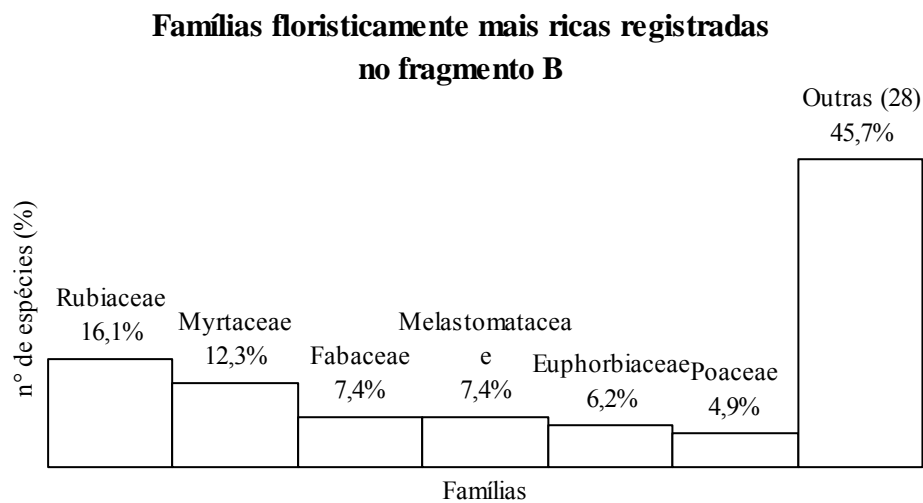


Figura 14 - Distribuição do número de espécies por famílias amostrados no fragmento B da fazenda Monte Alegre, Agudos, SP.

Como já exposto anteriormente, porcentagens elevadas de famílias com uma única espécie foram registradas nesta pesquisa, o que pode estar relacionado ao grau de seletividade imposto pelo ambiente (Paschoal, 1997), bem como pela da ação fragmentação.

Neste fragmento a família Poaceae apresentou 435 indivíduos para quatro espécies, sendo 286 indivíduos somente para duas espécies de bambu. O aparecimento de bambus no interior do fragmento pode ter afetado o desenvolvimento de outras espécies.

Em algumas parcelas amostradas neste fragmento, foram encontradas somente estas duas espécies da família Poaceae, isto pode estar associado a fatores naturais, como formação de pequenas clareiras por queda de árvores. Este fragmento, ao contrário do fragmento A, não possui históricos de atividades antrópicas, há não ser a própria fragmentação.

Segundo Guilherme *et al.* (2004), é comum se encontrar clareiras causadas por morte de árvores ou distúrbios antrópicos, isso acarreta o crescimento de árvores recrutas (estágio inicial, pioneiras) que resulta em um padrão típico de crescimento florestal. Entretanto é comum se encontrar nestas mesmas áreas, árvores recrutas que estão em decréscimo em seu crescimento, ocasionando o aparecimento de bambus.

A presença de lianas, tanto lenhosas como herbáceas, também pode ser observada no exterior e interior do fragmento. Alguns autores (Engel *et al.*, 1998; Ricardo, 1999; Hora & Soares, 2002), chamam a atenção para o manejo deste tipo de área (fragmentos), principalmente no que diz respeito ao avanço do efeito de borda. Eles ainda relatam que eliminação das lianas deva ser seletiva, retirando somente as com características muito agressivas e de grande dominância.

Entre as fitofisionomias encontradas, o cerrado e cerradão foram os que apresentaram o maior número de espécies típicas (18 espécies, cada), seguido da floresta estacional semidecidual com (10 espécies). De acordo com Leitão Filho (1992), Secretaria do Estado do Meio Ambiente (SÃO PAULO, 1997) e Rodrigues (1999), algumas espécies típicas de ocorrência no Estado de São Paulo, em cerrado, encontradas no fragmento B: *Xylopiabrasiliensis* Spreng., *Eriothecagracilipes* (K.Schum.) Bureau. e *Erythroxylumdeciduum* A.St.Hil. Para cerradão, algumas espécies típicas encontradas foram: *Didymopanax* sp., *Terminaliaargenta* (Cambess.) Mart. (que também pode ser encontrado no cerrado), e *Bowdichiavirgilioides* Kunth. (que também pode ser encontrado no cerrado). E, para a floresta estacional semidecidual, algumas espécies típicas encontradas foram: *Crotonfloribundus* Spreng. (típica em fragmentos florestais) e *Eugenia* sp..

Comparando espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas desta pesquisa com listagem de espécies do cerrado, cerradão e floresta estacional semidecidual apresentadas por Sano *et al.* (1998), foram encontradas 40 espécies coincidentes. Este valor corresponde a 28,6% das espécies identificadas nos fragmentos da fazenda Monte Alegre e a 9,1% das espécies listadas em todo o Estado de São Paulo.

4.1.3 Estimativa de riqueza dos fragmentos

A estimativa da riqueza de espécies para o total coletado ao longo desta pesquisa nos dois fragmentos, calculado através do estimador de riqueza não-paramétrico “Jackknife”, foi de 105,2 espécies para o fragmento A, de um total observado de 102 e, para o fragmento B foram estimadas 98 espécies para um total observado de 86 espécies.

Nota-se que os valores obtidos para o fragmento A se diferem em três espécies a mais para o estimador em relação ao real encontrado. Já para o fragmento B este valor se diferencia em 12 espécies a mais para o estimador em relação ao real encontrado. Possivelmente esta diferença seja devido ao curto período de amostragem. Contudo, as estimativas de riqueza, de modo geral, refletiram a riqueza realmente observada nas áreas, pois tais valores acessaram cerca de 85% do valor real encontrado.

Por outro lado, o fragmento B, área com características mais conservadas, ou em estágio mais avançado de sucessão, foi a que teve o menor valor estimado de riqueza, enquanto o fragmento A, área com características menos conservadas, foi o que apresentou maior valor estimado. De acordo com o estimador de riqueza, o número de espécies para o fragmento A poderia aumentar em 3% e para o fragmento B o número de espécies poderia aumentar em 12,2%.

Segundo Palmer (1990), Moreno & Halffter (2000), Halffter *et al.* (2001) e Chao (2004), a riqueza de espécies é a forma mais simples e fácil de se medir a diversidade de um local considerando estratégias para a priorização de áreas para conservação. Porém, em muitos casos, é impraticável enumerar diretamente as espécies (Colwell, 2004). Os estimadores de riqueza, utilizados como elementos para a caracterização das áreas, são considerados importantes, pois, por melhor que seja o método de coleta empregado, dificilmente, todas as espécies serão coletadas.

Os estimadores de riqueza de espécies têm sido utilizados sem que haja uma definição de qual é aquele que melhor indica a riqueza de uma área (Palmer, 1990; Gotelli & Colwell, 2001). Mas, os vários trabalhos, já citados neste tópico, que apresentaram estimativas utilizando diferentes cálculos não-paramétricos têm mostrado que um ordenamento hierárquico dos valores estimados de riqueza de espécies aponta para uma classificação semelhante dos métodos. O emprego dos vários estimadores em contínuos inventários em uma mesma área deverá contribuir para indicar qual deles é o melhor.

4.1.4 Similaridade dos fragmentos

Calculou-se a similaridade florística entre os 10 transectos amostrados, sendo cinco em cada fragmento. Os maiores valores de similaridade observados, nos dois fragmentos, para o índice de Jaccard foram fragmento A (0,66) e fragmento B (0,67). Já os observados para o índice de Sorensen foram (Tabela 1): fragmento A (0,79) e fragmento B (0,80). Seguindo-se o procedimento de Kent & Coker (1992), que trata valores iguais ou superiores a 0,5 como altos, os valores encontrados para os índices foram considerados altos, para todos apresentados. E, apesar destes valores de similaridade encontrados entre os transectos serem altos, eles indicam que estas unidades de conservação possuem baixa heterogeneidade florística relacionada à grande diversidade de hábitats.

Tabela 1- Similaridade florística entre os transectos estudados do fragmento A da Fazenda Monte Alegre/SP para os índices de similaridade de Jaccard e Sorensen, baseado no IVI. TA – transecto A.

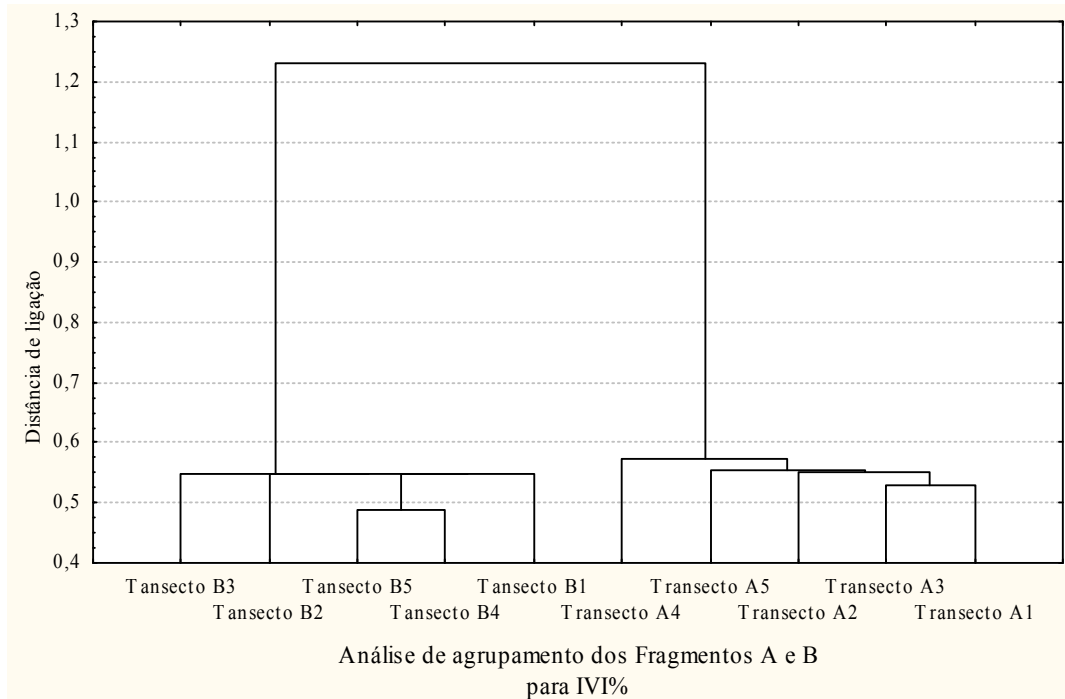
| Índice de Jaccard - A | | | | | | Índice de Sorensen - A | | | | | |
|-----------------------|------|------|------|------|-----|------------------------|------|------|------|------|-----|
| | TA1 | TA2 | TA3 | TA4 | TA5 | | TA1 | TA2 | TA3 | TA4 | TA5 |
| TA1 | 1 | | | | | TA1 | 1 | | | | |
| TA2 | 0,59 | 1 | | | | TA2 | 0,75 | 1 | | | |
| TA3 | 0,53 | 0,62 | 1 | | | TA3 | 0,69 | 0,76 | 1 | | |
| TA4 | 0,58 | 0,6 | 0,56 | 1 | | TA4 | 0,74 | 0,75 | 0,71 | 1 | |
| TA5 | 0,65 | 0,64 | 0,65 | 0,66 | 1 | TA5 | 0,79 | 0,78 | 0,79 | 0,79 | 1 |

O estudo da diversidade vegetal tem como um de seus objetivos realizar levantamentos florísticos e fitossociológicos em fragmentos florestais remanescentes e estudar a dinâmica das comunidades vegetais, avaliando espécies pioneiras, secundárias ou tardias na floresta (Strasburger, 1978). Para tanto, é importante se comparar a similaridade florística entre florestas e/ou áreas e monitorar as mudanças estruturais e florísticas em algumas comunidades vegetacionais fazendo a construção de modelos de matrizes para prever os efeitos a longo prazo da fragmentação na taxa de crescimento, e a determinação de quais parâmetros demográficos são os responsáveis por esta mudança (James & Shugart, 1970; Batten, 1976). Os dados aqui apresentados revelaram baixa heterogeneidade florística para um determinado espaço de tempo e época, o que também pode ter ocasionado estes valores.

O agrupamento formado a partir da combinação dos valores dos índices de similaridades gerados a partir dos cálculos fitossociológicos do estrato superior de regeneração produziu o dendrograma mostrado na Figura 15. Estes valores de similaridade

florística foram observados para cada transecto com base no IVI (índice de valor de importância).

Figura 15 - Dendrograma de similaridade florística formado a partir do índice de similaridade de



Jaccard de acordo com IVI, entre os transectos dos fragmentos A e B estudados na Fazenda Monte Alegre/SP,

Os dendrogramas gerados a partir dos índices de similaridade de Jaccard e Sorensen se mostraram iguais, apesar de os valores obtidos serem diferentes (). Os cálculos foram efetuados utilizando o software Mata Nativa 3, que trabalha somente com dados de IVI para agrupamento, porém cálculos realizados para valores de densidade absoluta, dominância absoluta, dentre outros, também foram realizados gerando dendrogramas semelhantes à encontrada na Figura 15.

A análise do dendrograma indica a formação de dois grupos consistentes (fragmento A e B). Basicamente, os dois grupos formados são marcadamente diferentes entre si. Para Rizzini (1963), Heringer *et al.* (1977) e Castro (1994), citado por Balduino *et al.* (2005), a formação destes grupos teve influência da localização das áreas e da distribuição de espécies consideradas peculiares e acessórias.

Segundo Koehler (2001), a distância entre os fragmentos e a diferença de densidade arbórea entre eles é um critério de delimitação de patamares da vegetação.

Koehler (2001) ainda afirma que os dendrogramas obtidos com base nos valores de importância representam melhor a situação.

O dendrograma ainda apresenta a baixa heterogeneidade entre os transectos de cada fragmento também mostrada nos cálculos representados pelas diferenças entre eles. Pode-se notar que os transectos 4 e 5 de ambos os fragmentos apresentam uma pequena diferença entre os demais, que pode estar relacionado ao fato de se encontrarem mais ao centro dos fragmentos.

Resultados baseados na distribuição de espécies do bioma Cerrado, citados por Castro (1994) e Balduino *et al.* (2005) mostram a existência de padrões fitogeográficos. A baixa heterogeneidade do componente lenhoso entre as áreas comparadas (**não** corrobora com os resultados citados nestes trabalhos, pois as diferenças encontradas indicam que as espécies se caracterizam por não se distribuírem espacialmente nos mosaicos (Balduino *et al.*, 2005). Esta “confusão” na distribuição de espécies nos fragmentos pode estar relacionada aos efeitos sofridos pela fragmentação no decorrer dos anos.

4.2 Levantamento fitossociológico dos fragmentos

O levantamento fitossociológico não pode ser realizado para os fragmentos em conjunto, pois os valores dos cálculos para cada um e as espécies encontradas se diferem muito, o que poderia gerar falsos resultados. O levantamento realizado para cada fragmento está representado a seguir.

4.2.1 Fitossociologia do fragmento A

No levantamento fitossociológico do estrato superior de regeneração para o fragmento A, com área de meio hectare, foram amostrados 7.607 indivíduos vivos pertencentes a 43 famílias, e 79 espécies. Os parâmetros fitossociológicos estimados para as espécies amostradas no levantamento encontram-se no Anexo 2 e estão ordenados pelo valor de importância (VI%).

As espécies mais importantes foram a espécie *A. communis* Pax & K.Hoffm., com 28,07% e a espécie *Pterodon emarginatus* Vogel encerrando 21,41% desta comunidade em termos de percentual de importância. Somando-se aos valores das espécies *Coussarea hydrangeaefolia* (Benth.) Benth. & Hook e *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. (3,22% e 3,09%, respectivamente), representam mais de 55% da comunidade arbórea do fragmento.

Estas espécies também apresentaram os maiores valores de cobertura nessa ordem, onde as espécies *A. communis* Pax & K.Hoffm., *Pterodon emarginatus* Vog., *Coussarea hydrangeaefolia* (Benth.) Benth. & Hooke *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. apresentaram-se com 41,13%, 31,14%, 3,85% e 3,66%, respectivamente.

A elevada densidade absoluta de 15.214 ind./0,5ha, não é uma característica comum encontrada em pesquisas realizadas na região (Ferracini *et al.*, 1983; Coral *et al.*, 1991; Cavassan *et al.*, 1993; Bertoncini, 1996; Paschoal&Montanholi, 1997; Paschoal, 2004) e está relacionada à alta densidade da espécie *A. communis* Pax & K.Hoffm (10.582 ind./0,5ha), já mencionada nesta pesquisa. O método de coleta dos dados também é um fator a ser considerado nesta alta densidade, pois foi utilizado como critério de inclusão nos cálculos, todos os indivíduos encontrados com altura de fuste maior ou igual 1,30 m. As pesquisas citadas acima trabalharam com diâmetros altura do peito - DAP maiores que 2 cm para a amostragem.

Em outras pesquisas realizadas no Estado de São Paulo, onde o critério de inclusão foi igual ao desta pesquisa, os valores de densidades observados foram de 7.260 ind./ha (Nicolini-Gabriel, 1997), 5.586,59 ind./ha (Nicolini-Gabriel & Pagano, 1993) e 4.767,56 ind./ha (Christianini, 1999). Estes valores ainda estão bem abaixo do encontrado nesta pesquisa.

Várias pesquisas realizadas na região de Bauru/SP, a maioria das espécies listadas foram encontradas com valores altos de IVI, mas em nenhuma delas a espécie *A. communis* Pax & K.Hoffm. foi encontrada como sendo o maior valor, na realidade ela normalmente aparece no final da lista. Cavassan (1990), por exemplo, encontrou no Parque Ecológico de Bauru a espécie *Coussarea hydrangeaefolia* (Benth.) Benth. & Hookem segunda posição em ordem de IVI, seguida das espécies *Siparuna guianensis* Aubl. Et *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart.. A espécie *A. communis* Pax & K.Hoffm. não foi comentada por ele neste levantamento. Esta espécie esteve presente em todas as parcelas e estratos amostrados nesta pesquisa, com frequência absoluta igual a 100% (Anexo 2).

Para a região de Agudo/SP, das espécies citadas em outras pesquisas, somente a espécie *Ocotea pulchella* Mart. aparece nos primeiros patamares de importância para este fragmento. Segundo Cavassan *et al* (1993), Christianini (1999) e Paschoal (2004) a espécie *A. communis* Pax & K.Hoffm. apresentou valores baixos de IVI e de número de indivíduos.

Na Figura 16 foi apresentada às espécies com maiores valores de importância e cobertura.

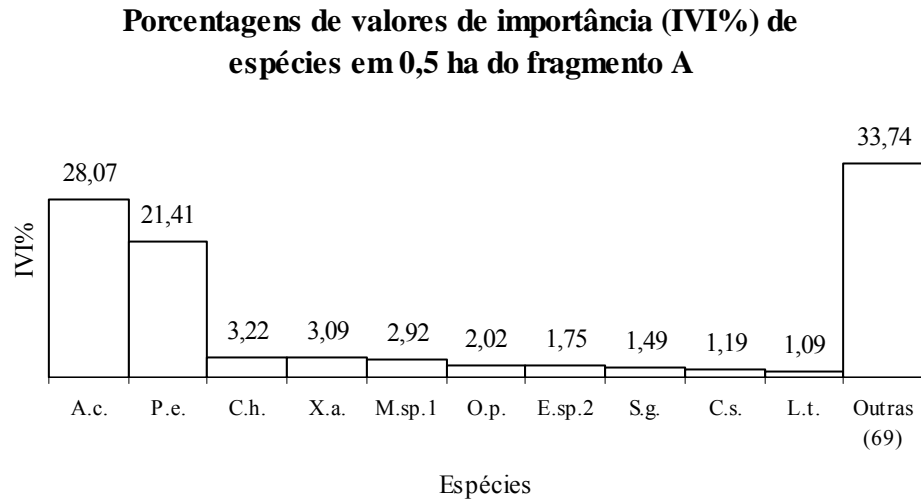


Figura 3 - Distribuição dos valores de importância (IVI%) das espécies amostradas em 0,5ha do fragmento A. A.c. – *Actinostemon communis* Pax & K.Hoffm; P.c. – *Pterodon emarginatus* Vogel; C.h. – *Coussarea hydrangeaeifolia* (Benth.) Benth. & Hook; X.a. – *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart.; M.sp. 1 – *Myrcia sp.1*; O.p. – *Ocotea pulchella* Mart; E.sp.2 – *Eugenia sp.2*; S.g. – *Siparuna guianensis* Aubl.; C.s. – *Casearia sylvestris* SW. e L.t. – *Lamanonia ternata* Vell.. Fazenda Monte Alegre, Agudos/SP.

Ainda se pode notar nesta espécie que apesar de apresentar o primeiro lugar em importância, ele aparece em segundo lugar em dominância, atrás da espécie *Pterodon emarginatus* Vog., este, por apresentar uma grande área basal (Anexo 2).

Somente pesquisas como Rodrigues (1992, 1999), Rozza (1997) e Moreira (2007), relatam o aparecimento com tamanha abundância para o *A. communis* Pax & K.Hoffm. no Estado de São Paulo. A espécie *Pterodon emarginatus* Vogel por apresentar os maiores valores de alturas pôde ser visualizada em imagens de satelite, onde aparecia como uma árvore emergente e característica do dossel deste fragmento. Espécies como a *Guarea macrophyla* Vahl., *Ocotea sp.* e *Pouteria sp.* também apresentaram maiores alturas.

O faveiro ou sucupira (*Pterodon emarginatus* Vogel) é uma árvore que faz parte da vegetação do cerrado brasileiro e, pertencente à família Fabaceae; a sucupira é facilmente encontrada em toda a extensão desse ecossistema (Klink *et al.* 1995). Segundo Silva *et al.* (2005), além de outros potenciais de utilização, como móveis finos, é também uma planta melífera e seus frutos são utilizados no combate a dores de garganta. É uma espécie de ocorrência em populações densas formando bosquetes nos cerrados e cerradões

(Brandão *et al.*, 2001). Esta característica de bosquetes está bem demonstrada no fragmento A, onde foi encontrada a maioria dos indivíduos desta espécie.

As famílias com maiores valores de importância no levantamento do fragmento A, estão representadas na Figura 17. Novamente, como nos valores de importância de espécies, os valores mais altos encontrados foram para as famílias Euphorbiaceae e Fabaceae, perfazendo 52,6% do total amostrado. Este fato está diretamente relacionado à presença da espécie *A. communis* Pax & K.Hoffm.. para a família Euphorbiaceae e do *Pterodon emarginatus* Vogel para a família Fabaceae. Portanto, a presença de uma única espécie foi suficiente para determinar o grau de importância de sua família no fragmento.

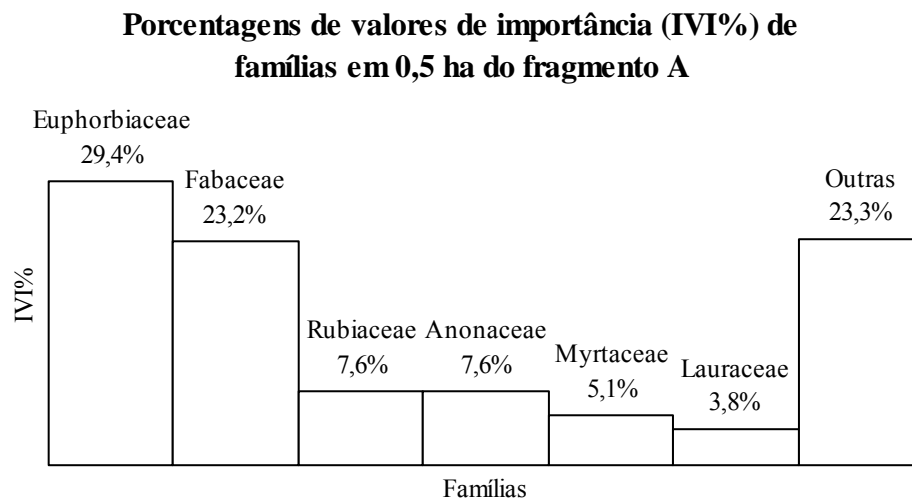


Figura 17 - Distribuição dos valores de importância (IVI%) das famílias amostradas em 0,5ha do fragmento A. Fazenda Monte Alegre, Agudos/SP.

As espécies e famílias encontradas no fragmento A se diferem em valor de importância de outras pesquisas realizadas na região, como as já citadas neste tópico. Contudo, são espécies e famílias comumente encontradas na região de Agudos e Bauru.

Fatores climáticos e antrópicos e a dinâmica sucessional em que a comunidade se encontra podem ter ocasionado as diferenças encontradas, principalmente pelo fato da região ser considerada uma área perturbada, devido à fragmentação, às diversas monoculturas já ocorridas na região e à retirada de madeira nativa, com citado por Paschoal (2004). A metodologia utilizada para a amostragem dos dados e o tamanho das parcelas também podem ter influenciado nesta variação (Martins, 1993).

Segundo Galvão (2002) um inventário, em princípio, tem que incluir a grande maioria das espécies que constitui a comunidade. Mas, para encontrá-la é preciso que a área estudada ultrapasse um tamanho mínimo, que difere muito entre uma comunidade e outra. Não existe um consenso geral para o tamanho mais adequado das parcelas, contudo Greig-Smith (1983) considera o formato retangular mais recomendável que o quadrado devido à tendência de agrupamentos de espécies. O tamanho e formato adotados para as parcelas nesta pesquisa têm sido utilizados com frequência em estudos florestais (Rodrigues, 1989; Durigan, 1994, Paschoal, 2004).

Pesquisas na região (Moreira, 2007; Schilling, 2007) relatam a necessidade em se conhecer a metodologia utilizada nos levantamentos fitossociológicos bem como nos cálculos. Contudo, estas metodologias devem ser adaptadas às áreas de estudo e ao objetivo do mesmo.

Observou-se a ocorrência de agentes perturbadores (espécies de pelo menos três fisionomias) no fragmento A, pois a área apresenta características intermediárias entre as fisionomias de mata (Brandão *et al.*, 2001), cerradão e cerrado, já citadas no levantamento florístico, Anexo 2). Há necessidade, no entanto, que se tenha cautela para analisar as espécies encontradas nesta pesquisa e as fisionomias as quais elas pertencem, justamente por não serem exclusivas de uma mesma fisionomia vegetal, mencionadas acima.

Segundo Brandão *et al.* (2001), duas das 79 espécies amostradas neste fragmento, o *Pterodon emarginatus* Vogel e *Stryphnodendron adstringens* (Mart.), além de serem espécies protegidas por lei, também são consideradas espécies ameaçadas do bioma cerrado.

Neste fragmento estudado, a média do índice de Shannon (H') para as espécies foi de 1,59 nats/ind. Considerando os cinco transectos estudados, o transecto TA5 se destaca com um índice de Shannon de valor 3,03, nats/ind. o que pode estar relacionado à sua instalação mais ao centro do fragmento e ao menor número de indivíduos que ele apresentou relação ao total de espécies encontradas.

O valor do índice de Shannon encontrado para este fragmento é considerado baixo em relação a trabalhos realizados na região, pois Cavassan (1990) e Cavassan *et al.* (1993) encontraram para Bauru valores de 3,12 nats/ind. e 3,83 nats/ind., respectivamente. Bertoncini (1996), Christianini (1999) e Paschoal (2004) encontraram valores de 3,28 nats/ind., 3,35 nats/ind. e 2,89 nats/ind., respectivamente. Já o valor encontrado no último transecto se aproximou daqueles já citados acima. Segundo Bertoncini (1996), a ocorrência

de valores de diversidade semelhantes em algumas comunidades de mesma natureza pode ser atribuída, além do aspecto fisionômico da vegetação, aos critérios de amostragem utilizados e à distância entre elas. Dentre os trabalhos citados, apenas Christianini (1999) empregou o mesmo critério de inclusão de espécies utilizado nesta pesquisa.

Knight (1975) afirmou que os índices altos de diversidade, em florestas temperadas variam de 2,0 a 3,0 nats/ind. e, em florestas tropicais de 3,83 até 5,85 nats/ind. Segundo Margalef (1972), usualmente o H' apresenta valores entre 1,5 e 3,5 nats/ind.; raramente ultrapassando 4,5 nats/ind. Para Rotta (1997) quando se inclui indivíduos com diâmetros reduzidos em uma amostra, como neste fragmento, deixa clara a tendência de aumentos da riqueza, mas não necessariamente da diversidade.

Algumas pesquisas (Turner *et al.*, 2003; Freitas & Shimakuro, 2007) utilizam o sensoriamento remoto para calcular a diversidade de espécies em uma comunidade florestal nativa. Segundo Turner *et al.* (2003), o mapeamento direto de espécies e comunidades normalmente utiliza sensores multiespectrais com resolução espectral muito alta (ex. IKONOS), que geram imagens nas quais é possível identificar a copa das árvores. Uma vez identificadas, a diversidade de espécies pode ser calculada gerando parâmetros ambientais (Turner *et al.* 2003) e, quanto mais avançado o estágio sucessional apresentado pelas espécies, maior o número de espécies e menor a dominância de uma dada espécie (Hernandez-Stefanoni&Ponce-Hernandez, 2004).

4.2.2 *Fitossociologia do fragmento B*

No levantamento fitossociológico do estrato superior de regeneração para o fragmento B, com área de meio hectare, foram amostrados 3.451 indivíduos vivos pertencentes a 27 famílias, e 63 espécies. Os parâmetros fitossociológicos estimados para as espécies amostradas no levantamento encontram-se no Anexo 3 e estão ordenados pelo valor de importância (VI%).

As espécies mais importantes foram a *Faramea cyanea* Müll. Arg., com 17,67% e a *Amaioua guianensis* Aubl., encerrando 7,52%, desta comunidade em termos de percentual de importância. Somando-se aos valores das espécies *Copaifera langsdorffii* Desf., *Ocotea pulchella* Mart., *Psychotria sp.2* e *Siparuna guianensis* Aubl. (6,1%, 6,02%, 5,99% e 3,78%, respectivamente), representam mais de 47,1% da comunidade arbórea do fragmento (Anexo 3). Estas espécies também apresentaram os maiores valores de cobertura nessa mesma ordem. Espécies como a *Copaifera langsdorffii* Desf., *Ocotea*

pulchella Mart., *Siparuna guianensis* Aubl., *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. e *Qualea grandiflora* Mart., são constantemente citadas em pesquisas da região com altos valores percentuais de importância. Autores como Ferracini *et al.* (1983), encontraram, por exemplo, valores de importância de 15,2% para a espécie *Copaifera langsdorffii* Desf., no Município de Bauru, assim como Cavassan (1990), com 33,88% e Cavassan *et al.* (1993), com 24,71%, no Município de Agudos, Christianini (1999) com 34,84% e Paschoal (2004) com 64,98% também em Agudos, para a mesma espécie. As espécies com maiores valores de importância deste fragmento estão representadas na Figura 18.

Porcentagens de valores de importância (IVI%) de espécies em 0,5 ha do fragmento B

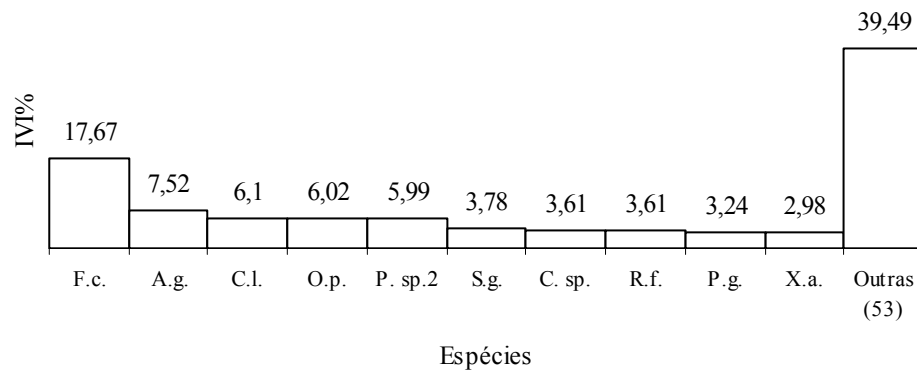


Figura 18 - Distribuição dos valores de importância (IVI%) das espécies amostradas em 0,5 ha do fragmento B. F.c. – *Faramea cyanea* Müll. Arg.; A.g. – *Amaioua guianensis* Aubl.; C.l. – *Copaifera langsdorffii* Desf.; O.p. – *Ocotea pulchella* Mart.; P.sp.2 – *Psychotria sp.2*; S.g. – *Siparuna guianensis* Aubl.; C.sp. – *Copaifera sp.*; R.f. – *Rapanea ferruginea* (Ruíz & Pav.) Mez; P.g. – *Pera glabrata* Poepp. Ex Baill. e X.a. – *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart.. Fazenda Monte Alegre, Agudos/SP

A espécie *Faramea cyanea* Müll. Arg. foi a que apresentou maior valor de importância, maior densidade e dominância. Segundo Oliveira (1994), a *Faramea cyanea* Müll. Arg., pertencente à família Rubiaceae é comumente encontrada nas florestas centrais brasileiras com alturas que variam de três a seis metros e sua dispersão ocorre geralmente no início da estação seca, quando é menor a quantidade de frutos disponíveis no bioma cerrado. Para Oliveira (1998) a diversidade de estratégias fenológicas desta espécie representa formas alternativas de sobrevivência, aumentando ou diminuindo a ocorrência de suas espécies.

A espécie *Amaioua guianensis* Aubl., também uma Rubiaceae é geralmente encontrada em diferentes biomas, ocorrendo tanto em florestas estacionais semidecíduais, como em cerradão (Pereira-Silva *et al.*, 2006) e seu padrão espacial de distribuição de indivíduos masculinos e femininos parecem ser influenciados pelo efeito da perturbação antrópica (Amorim & Oliveira, 2006). Segundo Pereira-Silva *et al.* (2006) além da *Amaioua guianensis* Aubl., a *Copaifera langsdorffii* Desf. e a *Terminalia brasiliensis* (Camberss. Ex A.St.-Hill.) Eichler (espécies com valores altos de importância neste fragmento), também são espécies encontradas em diferentes biomas, ocorrendo tanto em florestas estacionais semidecíduais, como em cerradão.

A espécie *A. communis* Pax & K.Hoffm. foi a que apresentou o menor índice de valor de importância para este fragmento (0,18%); este resultado se assemelha com pesquisas realizadas na região de Agudos e Bauru, já citadas neste tópico, não sendo esta espécie tão significativa para este fragmento, quanto para o outro.

Segundo Martins (1993), o elevado número de espécies com baixos valores de VI são indicadores de alta diversidade, baixa densidade das populações e da dominância. Com base nesta informação pode-se constatar que o fragmento estudado possui uma alta densidade de populações, com a maioria das espécies possuindo valores inferiores a um. Porém a vegetação deste fragmento, ao contrário do afirmado por Martins (1993), possui muitas espécies com valores baixos de VI, mas também possui baixa diversidade.

É importante ressaltar que os fragmentos A e B estão há três anos interligados por corredores de diversidade implantados pela empresa em cumprimento a diretrizes estabelecidas com uma certificadora de manejo florestal. Segundo Fonseca (2007) nos hotspots, o isolamento dos fragmentos de floresta avança rapidamente e, com isso, os parques e reservas não conseguem sozinhos evitar o colapso das funções ecológicas e de sua diversidade. Porém, mosaicos com múltiplos usos da terra, em uma paisagem manejada, podem permitir o movimento de populações por meio de "ligações" entre florestas próximas. Assim, o corredor de diversidade é uma das melhores opções para reverter às tendências de extinção.

A densidade absoluta para este fragmento, de 6.902 ind./0,5ha, também se aproximou aos valores de pesquisas realizadas no Estado de São Paulo onde o critério de inclusão de indivíduos foi igual ao desta pesquisa (Nicolini-Gabriel, 1997; Nicolini-Gabriel & Pagano, 1993; Christianini, 1999).

A Figura 19 possibilita a análise do valor de importância das 24 famílias botânicas encontradas no fragmento B. Novamente, como nos valores de importância de espécies, os valores mais altos encontrados foram para as famílias Rubiaceae, Caesalpiniaceae/Fabaceae e Myrtaceae, perfazendo 52,9% do total amostrado. Este fato está diretamente relacionado à presença das espécies *Faramea cyanea* Müll. Arg. e *Amaioua guianensis* Aubl. para a família Rubiaceae, da *Copaifera langsdorffii* Desf. para a família Caesalpiniaceae/Fabaceae e à maior riqueza de espécies encontrada em Myrtaceae (Anexo 3).

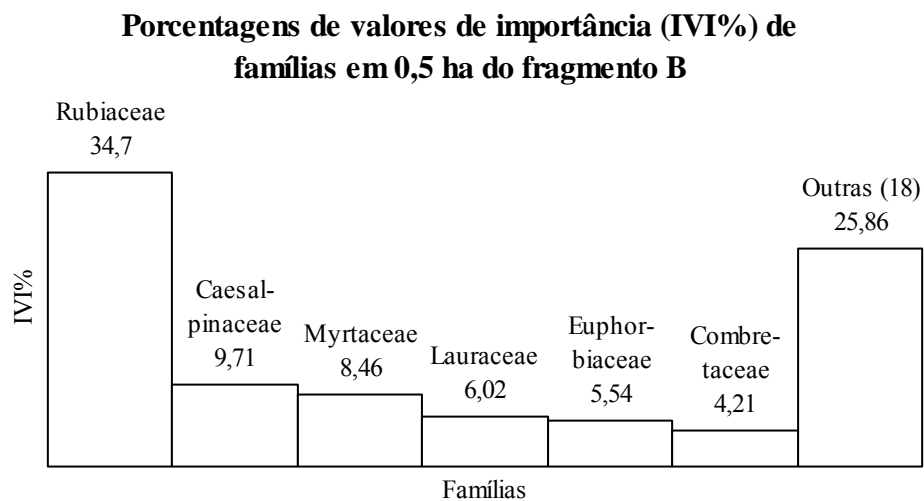


Figura 19 - Distribuição dos valores de importância (IVI%) das famílias amostradas em 0,5 ha do fragmento B. Fazenda Monte Alegre, Agudos/SP.

Em alguns levantamentos fitossociológicos consultados na região de Agudos e Bauru a família Rubiaceae está presente (Ferracini *et al.*, 1983; Cavassan *et al.*, 1993; Christianini, 1999) e, também no Estado de São Paulo (César & Leitão Filho, 1990 apud Christianini, 1999; Nicolini-Gabriel, 1997; Rozza, 1997). Geralmente ela ocupa o segundo, terceiro ou quarto lugares em IVI% nestes trabalhos, ficando geralmente atrás da família Leguminosae, não adotada nesta pesquisa. As demais famílias são regularmente encontradas nesta região e no Estado do São Paulo como de grande abundância em matas mesófilas semidecíduas (Leitão Filho, 1982).

Este fragmento B apresenta características de área mais conservada que o fragmento A. Suas espécies apresentam densidade, dominância e valores de importância

semelhantes dando a aparência de uma floresta equilibrada de dossel descontínuo e árvores emergentes.

Segundo Brandão *et al.* (2001), três das 63 espécies amostradas neste fragmento, *Bowdichia virgilioides* Kunth, *Pterodon emarginatus* Vogel e a *Qualea grandiflora* Mart., além de serem espécies protegidas por lei, são também consideradas espécies ameaçadas.

Para este fragmento, o índice de Shannon (H') geral para as espécies foi de 2,56 nats/ind. Considerando os cinco transectos estudados, todos se mantiveram com valores semelhantes ao geral, o que pode estar relacionado ao maior estado de conservação em que este fragmento se encontra. Segundo alguns autores, o H' também pode ser influenciado pelo método de amostragem e/ou critérios de inclusão dos indivíduos (Pagano *et al.*, 1987; Martins, 1993).

Em nível específico, o índice de Shannon encontrado para este fragmento se aproximou daqueles encontrados por Cavassan (1990), Cavassan *et al.* (1993), Bertoncini (1996), Christianini (1999) e Paschoal (2004) na região de Agudos e Bauru, apesar destes trabalhos terem apresentados valores maiores. Segundo Pagano *et al.* (1987), a escolha da classe de diâmetro para a amostragem é importante para a exclusão ou inclusão de espécies. Esta pesquisa não adotou uma classe de diâmetro e sim a altura de fuste de 1,30 m como critério de inclusão de indivíduos. Isto pode ter ocasionado a diferença entre os valores de diversidade encontrados nas pesquisas citadas.

Como se pôde ver nos resultados apresentados por esta pesquisa, o emprego de inclusão de espécies com altura de fuste de 1,30 m para o estrato superior de regeneração resultou em ambos os fragmentos uma amostragem rica em número de indivíduos, mesmo assim, não apresentaram um índice de diversidade alto comparado as pesquisas da região, principalmente no que diz respeito ao fragmento A.

As espécies amostradas em ambos se diferenciaram em densidade, dominância, valores de importância e principalmente em valores de cobertura, mostrando que o dossel dos fragmentos é composto por espécies diferentes. Porém, apesar dos fragmentos apresentarem a composição do dossel diferente, não deixou de ter características de uma mata em transição, principalmente pelo fato da maioria destas espécies serem evidentes em várias fitofisionomias.

A interpretação visual é utilizada constantemente em mapeamentos de cobertura florestal, desde o uso de mesa de luz nas décadas 70-90, até a interpretação em tela de computador, a partir deste século. A grande diversidade de alvos existentes nas vegetações

se constitui em material riquíssimo para avaliação, há necessidade, portanto, de pesquisas que avaliem as potencialidades dos sensores atuais, tanto para mapeamentos locais, quanto para mapeamentos e monitoramentos regionais (Silva *et al.*, 2006).

Para complementar os resultados até agora obtidos, foram realizados estudos no aspecto da regeneração natural dos fragmentos e seus resultados estão apresentados a seguir.

4.3 Regeneração natural dos fragmentos

Para se analisar a regeneração dos fragmentos, observou-se em conjunto as densidades e frequências absolutas de espécies e famílias encontradas em cada estrato, pois a partir destes dados, se obteve uma perspectiva de crescimento dos indivíduos/espécies encontrados na comunidade. A análise de cada estrato em particular foi adotada em trabalhos fitossociológicos por Veloso & Klein (1957) em floresta atlântica no sul do Brasil e por Martins (1993) em floresta mesófila no Estado de São Paulo por ser um método que mais se aproxima da realidade.

Considerando cada estrato isoladamente e independente dos demais, pode-se ter uma idéia da distribuição do número de famílias, espécies e indivíduos em cada um. Lembrando que nesta pesquisa adotou-se para o **estrato superior de regeneração - ESR** a vegetação maior que 1,30 m; para o **estrato médio de regeneração – EMR** a vegetação entre 0,5 e 1,30 m e para o **estrato inferior de regeneração- EIR** a vegetação menor que 0,5 m. Os dados aqui apresentados se referem à florística dos estratos apresentados para os dois fragmentos em conjunto.

4.3.1 *Aspecto dos estratos*

Nesta pesquisa foram amostrados para o estrato superior de regeneração um total de 11.058 indivíduos vivos. Estes indivíduos registrados pertencem a 43 famílias, distribuídas em 72 gêneros com 105 espécies, onde 7,4% das espécies registradas foram identificadas até família e 32,4% das espécies registradas foram identificadas até gênero. Para o estrato médio de regeneração foram registradas 37 famílias, distribuídas em 56 gêneros com 99 espécies e 4.996 indivíduos. Para o estrato inferior de regeneração foram registradas 35 famílias, distribuídos em 51 gêneros com 89 espécies e 5.194 indivíduos. Duas espécies de samambaias não foram identificadas, mas foram contabilizadas nos

cálculos. Oito espécies herbáceas arbustivas também não foram identificadas, mas foram contabilizadas nos cálculos.

As Figura e Figura 21 mostram cada estrato com a distribuição do número de indivíduos por famílias e a distribuição do número de espécies por família amostrada para os dois fragmentos.

As famílias amostradas na Figura 20, estrato superior de regeneração, perfazem um número total de 87,4% dos indivíduos amostrados nos fragmentos A e B da fazenda Monte Alegre. A família Euphorbiaceae se destaca com 49,1% do total de indivíduos amostrados, seguida de Rubiaceae com 21,8% e demais. A espécie com maior número de indivíduos em Euphorbiaceae é o *A. communis* Pax & K.Hoffm., em Rubiaceae, a *Faramea cyanea* Müll. Arg., Myrtaceae, a *Myrcia sp. 1*, Monimiaceae, a *Siparuna guianensis* Aubl., ANNONACEAE, a *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. e, em Caesalpiniaceae, a *Copaifera langsdorffii* Desf.. Portanto, apenas 6 das 43 famílias contêm 87,4% do número total de indivíduos amostrados no estrato superior de regeneração.

No estrato médio de regeneração, as famílias encontradas perfazem um número total de 88,6% dos indivíduos amostrados nos fragmentos A e B da fazenda Monte Alegre. A família Rubiaceae se destaca com 35,9% do total de indivíduos amostrados, seguida de Euphorbiaceae com 23,8% e demais. A espécie com maior número de indivíduos em Rubiaceae é a *Psychotria sp.2*, em Euphorbiaceae, o *A. communis* Pax & K.Hoffm., Myrtaceae, a *Eugenia sp.2*, Monimiaceae, a *Siparuna guianensis* Aubl., Lauraceae, a *Ocotea sp.*, e, em Melastomataceae, a *Miconia sp. 3*. Portanto, apenas 6 das 37 famílias contêm 88,6% do número total de indivíduos amostrados no estrato médio de regeneração.

No estrato inferior de regeneração, as famílias encontradas perfazem um número total de 92,7% dos indivíduos amostrados nos fragmentos A e B da fazenda Monte Alegre. A família Euphorbiaceae se destaca com 31,8% do total de indivíduos amostrados, seguida de Rubiaceae com 19,7% e demais. A espécie com maior número de indivíduos em Euphorbiaceae é o *A. communis* Pax & K.Hoffm., em Rubiaceae é a *Psychotria sp.2*, Poaceae, *Poaceae 3*, Myrtaceae, a *Eugenia sp.2*, Lauraceae, a *Ocotea sp.*, e, em Monimiaceae, a *Siparuna guianensis* Aubl.. Portanto, apenas 6 das 35 famílias contêm 92,7% do número total de indivíduos amostrados no estrato inferior de regeneração.

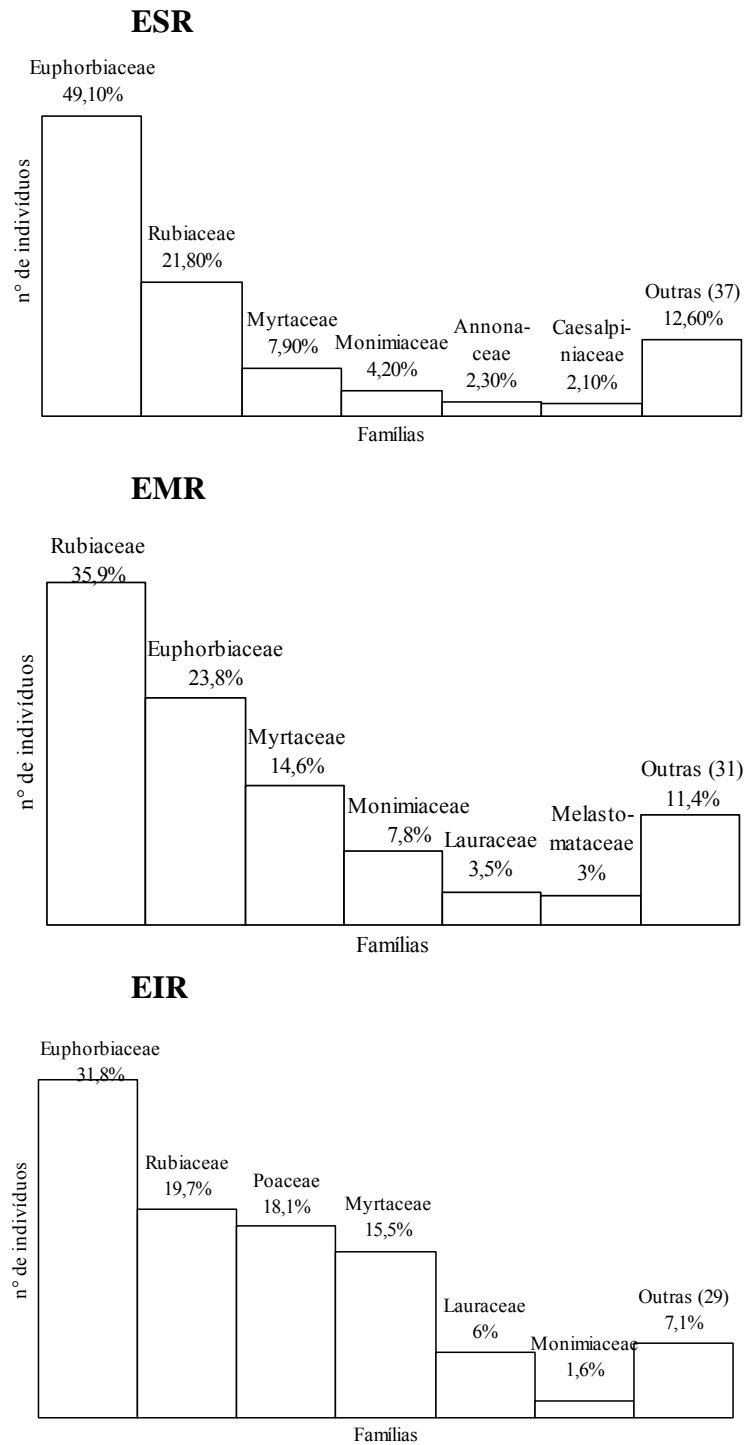


Figura 20 - Distribuição do número de indivíduos por família em cada estrato, também com valores de porcentagens. EIR-Estrato inferior de regeneração - plantas < 0,5m; EMR-estrato médio de regeneração – plantas entre 0,5m < x < 1,3m; ESR-estrato superior de regeneração – plantas > 1,3m.

As famílias Euphorbiaceae, Rubiaceae e Myrtaceae retêm porcentagens altas do número total de indivíduos em todos os estratos, contudo, Euphorbiaceae aparece em primeiro lugar nos estratos superior e inferior devido à elevada densidade por área que apresenta apenas uma de suas espécies (*A. communis* Pax & K.Hoffm.).

A família Myrtaceae foi a mais encontrada por Paschoal (2004) em todos os tipos de formações vegetais pesquisadas por ela na mesma região. Segundo Miranda (2000), as famílias Euphorbiaceae e Myrtaceae estão mais presentes nestes tipos de vegetação por apresentarem altos valores de densidade e por apresentarem muitos indivíduos de pequeno porte. Essa condição da família Myrtaceae também foi encontrada por Sartori *et al.* (2002), Silberbauer-Gottsberger & Einten (1983) e Bicudo *et al.* (1996) apud Sartori *et al.*, (2002) em três áreas de cerrado em fase de sucessão secundária na região de Botucatu, confirmando a importância desta família no processo de restauração natural da vegetação da região.

Nota-se que para o estrato inferior de regeneração a família Poaceae aparece na terceira posição com 18,1% dos indivíduos amostrados. Lembrando que neste estrato foram amostrados indivíduos menores ou iguais a 0,5 metros, esta família se fez presente por apresentar espécies como gramíneas que são mencionadas como predominantes no estágio inicial de sucessão primária (Junk, 1990; Worbes *et al.*, 1991).

A presença do *A. communis* Pax & K.Hoffm nos três estratos é bem clara. Deve-se ter cuidado, no entanto, ao analisar os dados amostrados desta espécie, uma vez que se fossemos demonstrar a estrutura vertical deste fragmento, sem ter antes estipulado uma divisão artificial dos estratos amostrados, veríamos que a maioria dos indivíduos de *A. communis* Pax & K.Hoffm, se encontram situados no intervalo de alturas entre 1,30 m a 4,0 m, o que para muitos pesquisadores (Coralet *et al.*, 1991; Cavassan *et al.*, 1993; Paschoal, 1997, 2004) seria considerado com estrato médio (arbustivo-arbóreo) e não superior como o desta pesquisa. A presença desta espécie em todos os estratos do fragmento A também pode estar relacionada à biologia reprodutiva desta, que por algum motivo, pode estar influenciando o aumento de novos indivíduos na comunidade. Uma possibilidade seria o fato da vegetação desta área ter se modificado com o efeito da fragmentação.

A presença de muitas plantas do gênero *Actinostemon* nas submatas do estado de São Paulo é comum, este gênero parece ser mais abundante em solos podzolizados argilosos e dossel mais contínuo que fornece mais sombra (Rodrigues, 1999). O fragmento onde foi abundante apresenta tais características.

Bertoncini (1996) encontrou em Agudos, como alturas mais freqüentes, indivíduos situados no intervalo entre um e dois metros. Ela relata que de acordo com Hueck (1972b) apud Bertoncini (1996), a maior parte das espécies lenhosas encontradas no cerrado pertence ao componente arbustivo, cuja altura predominante não ultrapassa 1,5 metros. Já em áreas de Cerradão, Bicudo (1996) encontrou mais de 90% dos indivíduos com altura superior a 7 metros. Segundo Toppa *et al.* (2004), a altura média para o cerradão estudado por ele foi de 5,67 m. Para florestas estacionais semidecíduais as médias de alturas foram também foram de 7 metros (Christianini, 1999), porém esta não obteve estratos bem delimitados para a comunidade. Essa pesquisa optou por fazer uma divisão artificial em estratos, cujos intervalos melhor evidenciassem a influência dos critérios de inclusão no resultado da distribuição das espécies.

A regularidade de dominância de famílias amostradas nos três estratos mostra como a estrutura destes fragmentos é formada. A espécie mais freqüente nos três estratos foi sem dúvida a espécie *A. communis* Pax & K.Hoffm, contudo a espécie *Pterodon emarginatus* Vogel, também apareceu em todos eles e apesar de sua maioria se encontrar no estrato superior de regeneração; observou-se a regeneração do mesmo nos outros estratos. Espécies como *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart., *Cordia sellowiana* Cham., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Siparunaguianensis* Aubl., *Rapanea gardneriana* Mez, dentre outras também foram encontradas nos três estratos, mostrando que apesar da fragmentação e de todos os fatores (naturais ou antrópicos) que afetaram ou afetam o desenvolvimento dos fragmentos, as espécies se regeneram. Foram amostradas para os três estratos 58 espécies em comum que equivale a 41% do total encontrado (Anexo 1).

Na Figura 21 se pode ver a distribuição de espécies por famílias e nos mostra novamente a dominância das famílias Rubiaceae e Myrtaceae. A família Poaceae aparece novamente no estrato inferior de regeneração, onde foram encontradas todas as espécies de gramíneas.

Segundo Guimarães (1998), além das definições de diversidade biológica geralmente aceitas pelos cientistas, existem muitas outras definições específicas e quantitativas que foram elaboradas para estabelecer uma comparação entre as diversidades de diferentes comunidades, tais como as plantas herbáceas e lenhosas.

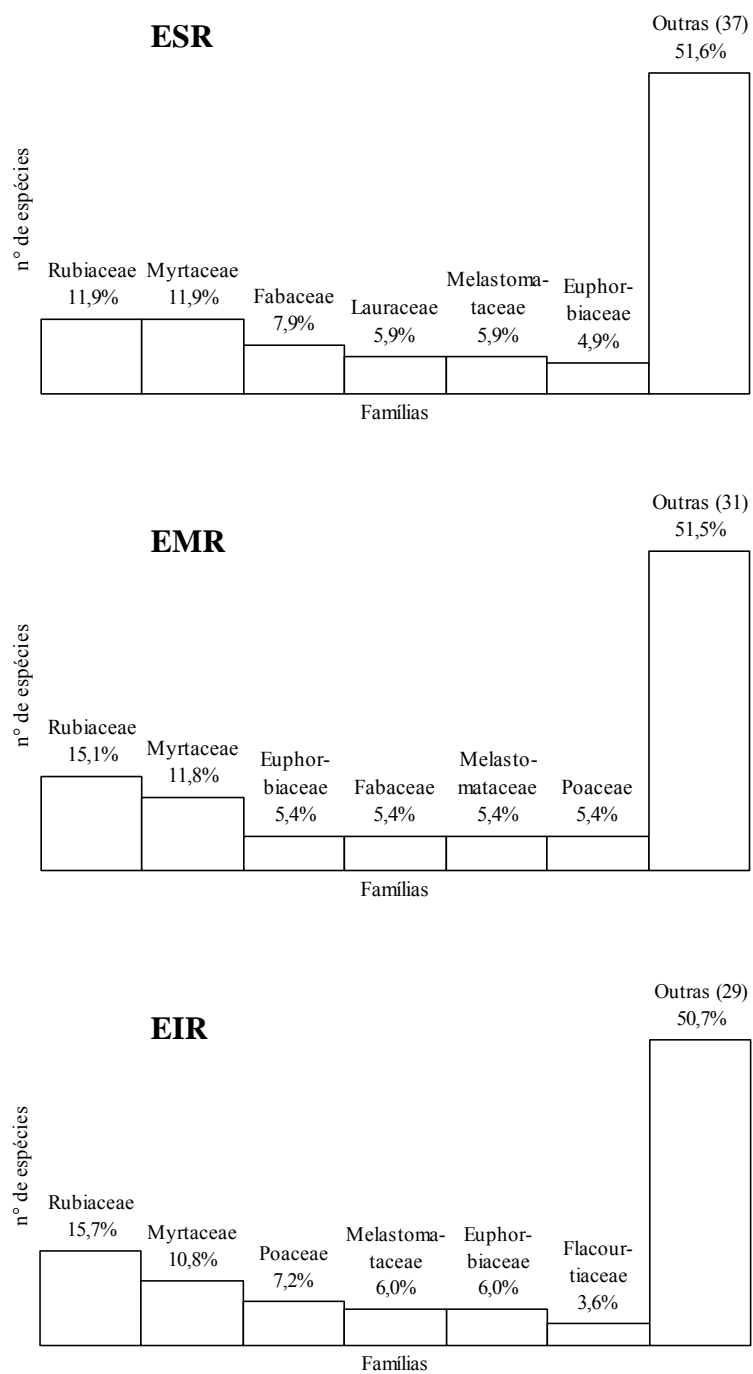


Figura 21 - Distribuição do número geral de espécies por família em cada estrato, também com valores de porcentagens. EIR-Estrato inferior de regeneração - plantas < 0,5 m; EMR-estrato médio de regeneração - plantas entre 0,5 m < x < 1,3 m; ESR-estrato superior de regeneração - plantas > 1,3 m.

No seu nível mais simples, a diversidade tem sido definida como o número de espécies encontradas em uma comunidade, conhecida como *riqueza* de espécies (Guimarães, 1998). Esta definição quantitativa de diversidade é comumente utilizada na literatura técnica ecológica.

A estimativa da riqueza de espécies para os estratos, calculado através do estimador de riqueza não-paramétrico “Jackknife”, foi de 119,4 espécies para o estrato superior de regeneração, 116,6 espécies para o estrato médio de regeneração e 102,6 espécies para o estrato inferior de regeneração. Dos valores reais de espécies observados para cada estrato, os valores de riquezas variaram de 13,6 a 17,6 espécies a mais, calculadas pelo índice. Contudo, são valores aproximados aos reais encontrados. Durigan *et al.* (2006), considera que a riqueza de espécies reflete menor perturbação do ecossistema e este tem sido um critério utilizado na seleção de reservas ao redor do mundo (Smith & Theberge, 1986, apud Durigan *et al.* 2006).

Além da estimativa de riqueza calculada, o índice de diversidade de Shannon, já apresentado nesta pesquisa para os dois fragmentos, apresentou valores baixos para os três estratos de cada fragmento e refletiu a baixa diversidade encontrada nos estratos e nas áreas. E, apesar do fragmento B também apresentar maiores valores para o H' nos estratos que o fragmento A, eles estão longe de serem considerados um exemplo de diversidade.

A dominância e riqueza de famílias em todos os estratos, tanto para o fragmento A, quanto para o fragmento B, foram das famílias Rubiaceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae e Fabaceae, com pequenas variações com as famílias Melastomataceae e Fabaceae entre eles. A presença das famílias Poaceae e Asteraceae nos estratos inferiores dos fragmentos está relacionada à presença de gramíneas e a metodologia de inclusão de indivíduos neste estrato, espécies menores que 0,5 m, o que deu a possibilidade da presença destas famílias. As famílias dominantes se diferenciam entre os fragmentos, pela presença de suas espécies e indivíduos. A exemplo, temos a presença da espécie *Pterodon emarginatus* Vogel da família Fabaceae em todos os estratos do fragmento A, enquanto a espécie *Faramea cyanea* Müll. Arg. da família Rubiaceae se faz presente em todos os estratos do fragmento B.

A presença das famílias Caesalpiniaceae/Fabaceae no fragmento A e da Vochysiaceae no fragmento B está relacionada à presença das espécies *Copaifera langsdorffii* Desf. e da *Vochysia tucanorum* Mart. para as duas famílias, respectivamente.

Ambas estão presentes nos dois fragmentos, mas apresentam valores de importância distintos para cada um, de acordo com o levantamento fitossociológico.

A família Caesalpiniaceae/Fabaceae é comumente encontrada na região de Agudos e Bauru e pode ser representada pela espécie *Copaifera langsdorffii* Desf. (Cavassan, 1990; Cavassan *et al.*, 1993, Bertocini, 1996; Christianini, 1999; Paschoal, 2004). Esta espécie arbórea é típica de floresta ribeirinha, embora tenha preferência por locais secos (Resende *et al.*, 2003, apud Paschoal, 2004). Porém é uma espécie que se apresenta em diferentes tipos de ambientes (Paschoal, 2004). Assim como as espécies *Vochysia tucanorum* Mart., a *Copaifera langsdorffii* Desf. são típicas de cerrado, mas também são encontradas em matas mesófilas (Coral *et al.*, 1991).

Por alguma razão, provavelmente relacionada à biologia reprodutiva das espécies mais abundantes, está ocorrendo o aparecimento de mais indivíduos destas espécies na comunidade. As causas possíveis para isto, por exemplo, podem ser as perturbações antrópicas sofridas pelos fragmentos e o próprio reflorestamento ao seu redor. Estas perturbações podem, por exemplo, estar causando o aparecimento de insetos polinizadores ou dispersores a favor das espécies mais abundantes, ocasionando seu aumento. Mudanças climáticas, umidade, solos e a luminosidade dentro dos fragmentos, também podem ser considerados possíveis causas para isto, no entanto, como esta pesquisa se realizou em um curto período de tempo (três meses), é necessária a continuidade de estudos desta natureza, nos fragmentos, que poderão comprovar estas hipóteses.

As espécies mais abundantes se regeneram e foram encontradas nos três estratos. Assim, mais de 50% das espécies encontradas estão se regenerando dentro dos fragmentos. O fragmento A, apresenta-se com características estruturais menos conservadas em função dos aparecimentos de poucas espécies com muitos indivíduos. Porém apresenta um dossel descontínuo com dominância de espécies emergentes como a espécie *Pterodon emarginatus* Vogel.. O fragmento B já se apresenta com características estruturais mais conservadas, como mencionado anteriormente. Os estratos de ambos os fragmentos apresentam espécies que se regeneram e que têm características de uma mata de transição.

Sabe-se que a dinâmica do processo de regeneração natural é condicionada por diversos aspectos, dentre os quais se destacam as características fenológicas das espécies nativas, as condições microclimáticas e edáficas e a localização das fontes de propágulo em relação à área em via de regeneração (Sartori *et al.*, 2002). Uma floresta que se

regenera após distúrbios pode não apresentar as mesmas características fisionômicas ou de composição e diversidade de espécies que a original (Toniato & Oliveira Filho, 2004).

Florestas resultantes de interferência antrópica geralmente apresentam alta densidade de indivíduos de pequeno porte e baixos índices de diversidade, em comparação com florestas maduras (Vieira *et al.*, 1996). Estas características mudam com o decorrer do tempo, ocorrendo o aumento do número de espécies do dossel (Toniato & Oliveira Filho, 2004).

4.4 Análise Estatística Descritiva

Devido a diferenças nas dimensões das amostras de dois estratos da vegetação, os parâmetros estatísticos do estrato herbáceo aparecem refletidos para ambas escalas (Tabela 2). Esta mudança no tamanho da amostra permitiu a comparação entre os dois estratos de vegetação analisados nesta tese. Estudos como os de Moreira (2007), Schilling (2007) e Bellehumeur *et al.* (1997) demonstram que o tamanho da amostra está relacionado à fatores para comparação entre elas. Note-se que os valores das parcelas da vegetação herbácea, ou seja, de 1 m², correspondem a contagens empíricas, enquanto que para as parcelas de 100 m² os valores foram obtidos por estimativa através de medidas diretas do menor tamanho da amostra. A Tabela 2 mostra o resumo estatístico o número de espécies e o número de indivíduos de estratos herbáceo e arbóreo das duas áreas estudadas.

Tabela 2-Resumo estatístico para o número de espécies e de indivíduos de cada classe de vegetação, pelo tamanho da amostra e por parcela (DP = desvio padrão, CV = coeficiente de variação (%), Min = mínimo, Max = máximo, Sim = Simetria y Curt = curtosis).

| <i>PLANTAS < 0,5 m, HERBÁCEAS - PARCELAS DE 1 m²</i> | | | | | | | | | |
|---|------|----------|--------|--------|-------|-----|------|-------|--------|
| Variable | Área | Parcelas | Media | DP | CV | Min | Max | Sim | Curt |
| Especies | A | 250 | 3,15 | 1,679 | 53,32 | 0 | 9 | 0,67 | 0,729 |
| Individuos | A | 250 | 11,94 | 9,225 | 77,29 | 0 | 59 | 1,56 | 3,739 |
| Especies | B | 250 | 4,62 | 1,739 | 37,64 | 0 | 10 | 0,44 | 0,460 |
| Individuos | B | 250 | 8,48 | 7,329 | 86,47 | 0 | 100 | 8,46 | 99,66 |
| <i>Plantas < 0,5 m, herbáceas en parcelas de 100 m²</i> | | | | | | | | | |
| Especies | A | 50 | 15,74 | 4,65 | 29,52 | 7 | 27 | 0,027 | -0,630 |
| Individuos | A | 50 | 1194,0 | 518,9 | 43,47 | 380 | 2640 | 0,643 | -0,107 |
| Especies | B | 50 | 23,10 | 4,34 | 18,78 | 13 | 32 | 0,057 | -0,593 |
| Individuos | B | 50 | 847,60 | 294,13 | 34,70 | 520 | 2400 | 3,196 | 15,37 |
| <i>Plantas > 1,3 m, arbóreas en parcelas de 100 m²</i> | | | | | | | | | |
| Especies | A | 50 | 18,00 | 3,77 | 20,97 | 11 | 25 | -0,29 | -0,830 |
| Individuos | A | 50 | 152,10 | 73,32 | 48,19 | 37 | 313 | 0,24 | -0,816 |
| Especies | B | 50 | 16,56 | 2,757 | 16,65 | 10 | 21 | -0,33 | 0,025 |
| Individuos | B | 50 | 69,04 | 19,56 | 28,33 | 29 | 122 | 0,55 | 0,721 |

Como esperado, a variância do número de espécies e particulares do estrato herbáceo medido nas parcelas de 1 m² é maior do que os valores respectivos para as parcelas de 100 m². Desta forma, se mostra como o incremento do tamanho da amostra diminui o coeficiente de variação das variáveis estudadas (Tabela 2). É interessante destacar que a variação no tamanho da amostra aumenta linearmente o número de indivíduos e, em muito menor extensão, aumenta o número de espécies. O número médio de indivíduos para as parcelas de 100 m² foi obtido através da multiplicação do número médio para parcelas de 1 m² pela superfície. No entanto, o número médio de espécies não é uma variável adicional, portanto, um incremento até a escala de 100 m² em unidades de amostragem leva a um aumento do valor médio por um fator de 5.

As variâncias ou desvios padrão e os coeficientes de variação de contagem de indivíduos foram maiores que os do número de espécies para ambos estratos de vegetação. (Tabela 2).

Nas parcelas de 1 m², o menor número de espécies herbáceas foi 0 e os maiores foram 9 e 10 para os fragmentos A e B, respectivamente. Por outro lado, para o número de espécies do estrato herbáceo, numa escala de 100 m², os valores foram de 7 e 13 (mais baixos) à 27 à 32 (mais altos) para os fragmentos A e B, respectivamente. Os valores de simetria e curtose para o estrato herbáceo, amostrados em parcelas de 1 m² indicaram que tanto as espécies com os indivíduos apresentam uma distribuição localizada, ou seja, há lugares com valores elevados, mas a maioria dos lugares apresentam valores baixos. Isto gera diferenças entre os valores da média, mediana e moda. Por outro lado, os valores de simetria e curtose para ambos estratos de vegetação, obtidos nas parcelas de 100 m² mostraram distribuições de frequências próximas à normal para todas as variáveis estudadas exceto, para o número de indivíduos do estrato herbáceo do Fragmento B.

O número médio de espécies arbóreas encontradas nas parcelas de 100 m² para os fragmentos A e B foi de 18,00 e 16,56, variando entre 11 e 25 e, entre 10 e 21, respectivamente (Tabela 2). Os valores médios e a classe de oscilação para o número de espécies encontradas nos dois estratos de vegetação estudados apresentaram uma ordem de grandeza semelhante. No entanto, as pequenas diferenças entre o número médio de espécies existentes entre parcelas e estratos de vegetação necessitam de uma discussão mais detalhada.

Cabe ressaltar que, nas parcelas de 100 m², o número de indivíduos presentes no estrato herbáceo foi maior comparado ao estrato arbóreo em todas as áreas estudadas.

Desta forma, os fragmentos florestais estudados apresentaram mais indivíduos herbáceos que arbóreos. Os estratos apresentam uma distribuição em “funil”, ou seja, isso pode ser considerado como um sinal de regeneração do ecossistema.

A caracterização do estado da diversidade biológica das áreas analisadas foi dada, primeiramente, pela comparação entre o número de indivíduos e o número de espécies encontrados (Tabela 2). No estrato arbóreo do Fragmento A, tanto o número de espécies (18,0) como o número de indivíduos (152,1) foram maiores que os encontrados no Fragmento B (16,56 e 69,04, respectivamente).

Porém, a média total do número de espécies presentes no estrato herbáceo seguiu a tendência oposta; desta forma, ela foi menor no Fragmento A (15,74) comparada ao valor encontrado para o Fragmento B (23,10). Este fato pode estar relacionado à regeneração das espécies encontradas em ambos os Fragmentos. Como o Fragmento A apresenta características de perturbação antrópica maiores que o Fragmento B, sua regeneração está a ser mais lenta. Já o Fragmento B, com características mais conservadas, sua possibilidade de regeneração se torna melhor.

Esta tendência não se manteve para o número de indivíduos encontrados no estrato herbáceo do Fragmento A (1194,0) e o Fragmento B (847,6). Para determinar a influência antrópica causada pelo efeito de borda sob os fragmentos florestais de tamanho pequeno, se conhecer a abundância e composição de espécies do estrato herbáceo são fatores chaves, uma vez que, para o estrato arbóreo (árvores e arbustos) esta visualização não é tão clara e/ou imediata.

O menor número de espécies encontrado no Fragmento A pode ser considerado, também, como um indicativo de perturbação que sofreu esta região, mesmo que o número de indivíduos tenha apresentado o oposto. Este resultado corrobora com os valores encontrados para o índice de Shannon para os Fragmentos A e B, com as análises fitossociológicas realizadas, assim como, o histórico de manejo e perturbação dos fragmentos estudados.

4.5 Análise geoestatística

4.5.1 Semivariogramas de uma variável

A Tabela 3 apresenta o resumo dos modelos ajustados e seus parâmetros. As variáveis estudadas foram o número de espécies eo número de indivíduos presentes nos dois estratos de vegetação, herbáceo e arbóreo, considerados nesta tese. No caso de

vegetação herbácea, a análise do semivariogramas foi realizada em dois tamanhos distintos de amostras.

A dependência espacial a curta distância foi estimada mediante um quociente entre o componente espacial (C_1) e a meseta ($C_0 + C_1$) denominado índice DD (Zimback, 2001), e que representa a proporção do componente estrutural na variância espacial, isso é, o inverso do efeito pepita puro relativo (Cambardella *et al.*, 1994). Os padrões de dependência espacial foram descritos mediante modelos com componente estrutural e aleatoria em 9 das 12 classes estudadas (Tabela 3). Como exceções, foram descritos por um efeito pepita puro, sem o componente estrutural, o número de indivíduos no estrato herbáceo, para parcelas de 1 m² e 100 m², bem como o número de espécies arbóreas para as mesmas parcelas implantadas no fragmento B, menos perturbado

Tabela 3–Resumo das análises dos semivariogramas de número de espécies e número de indivíduos. (Foram analisados dois estratos de vegetação. O estrato herbáceo foi analisado em tamanhos distintos de parcelas).

| VARIÁVEL | ÁREA | MODELO | C_0 | C_1 | DD (%) | RANGO (M) | R^2 |
|--|------|--------------------|--------|---------|--------|-----------|-------|
| Plantas < 0,5 m, herbáceas em parcelas de 1 m ² | | | | | | | |
| Espécies | A | Esférico | 2,29 | 0,51 | 18,21 | 50,00 | 0,457 |
| Indivíduos | A | Esférico | 71,04 | 16,59 | 18,93 | 27,39 | 0,350 |
| Espécies | B | Esférico | 2,78 | 0,27 | 8,85 | 50,00 | 0,133 |
| Indivíduos | B | Efeito pepita puro | | | | | |
| Plantas < 0,5 m, herbáceas em parcelas de 100 m ² | | | | | | | |
| Espécies | A | Esférico | 0,01 | 21,13 | 99,91 | 32,10 | 0,993 |
| Indivíduos | A | Esférico | 0,012 | 0,012 | 50,00 | 40,00 | 0,918 |
| Espécies | B | Esférico | 6,38 | 14,08 | 68,81 | 60,00 | 0,960 |
| Indivíduos | B | Efeito pepita puro | | | | | |
| Plantas > 1,3 m, arbóreas em parcelas de 100 m ² | | | | | | | |
| Espécies | A | Esférico | 5,40 | 8,90 | 62,23 | 21,10 | 0,988 |
| Indivíduos | A | Esférico | 356,60 | 5510,89 | 93,92 | 60,00 | 0,980 |
| Espécies | B | Efeito pepita puro | | | | | |
| Indivíduos | B | Esférico | 0,00 | 424,62 | 100,00 | 60,00 | 0,963 |

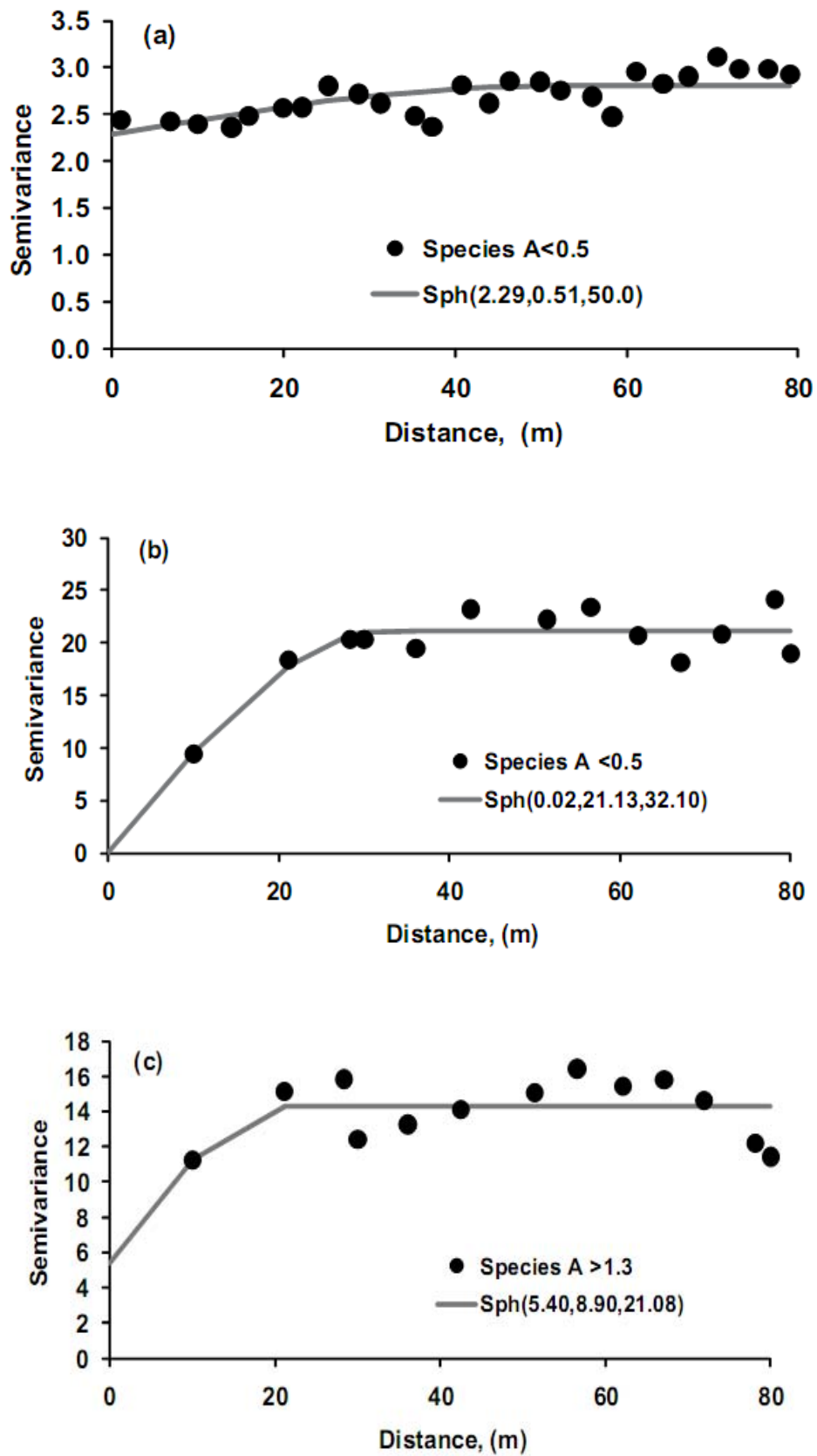


Figura 22 -Semivariogramas experimentais e modelos ajustados para o número de espécies para área perturbada (Fragmento A) com vegetação natural. (a) Transecto A (1 m²) espécies < 0,5 m; (b) Transecto A (100 m²) espécies < 0,5 m; (c) Transecto A (100 m²) espécies > 1,3 m.

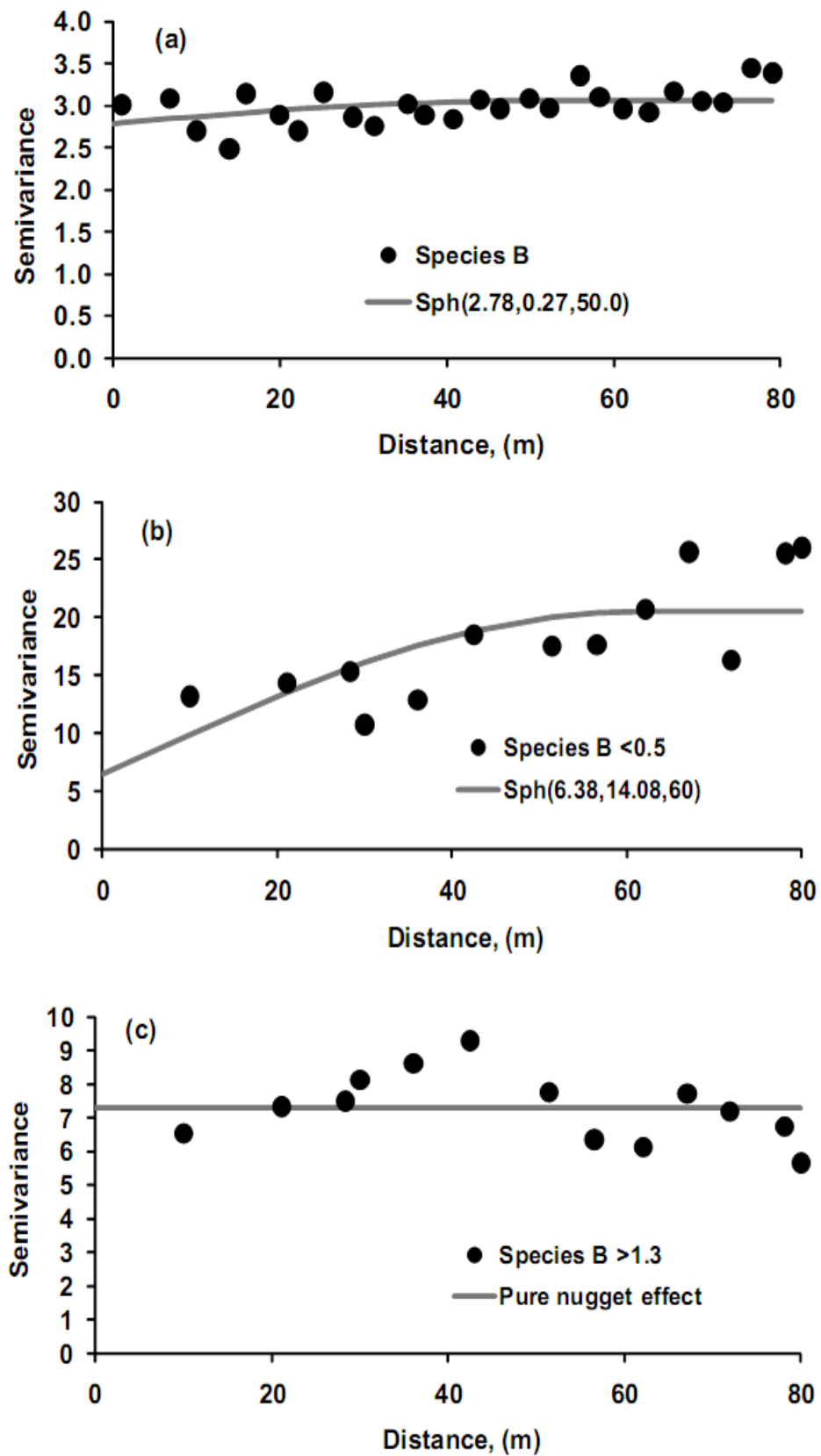


Figura 23 -Semivariogramas experimentais e modelos ajustados para o número de espécies para área menos perturbada (Transecto B) com vegetação natural. (a) Transecto B (1 m²) espécies < 0,5 m; (b) Transecto B (100 m²) espécies < 0,5 m; (c) Transecto B (100 m²) espécies > 1,3 m.

A análise dos semivariogramas (Figura 22 e Figura 23) mostra que, na maioria dos casos, os modelos esféricos com efeito pepita proporcionaram bons ajustes aos semivariogramas experimentais. Os modelos esféricos ajustados mostraram diversos graus de dependência espacial (DD), de débil a moderada, e incluso elevada, e classe desde 20 m há 60 m, aproximadamente.

Os principais resultados das análises de dependência espacial estão resumidos a seguir:

- Para vegetação herbácea, o aumento do tamanho de amostra de 1 m² para 100 m², apresenta uma tendência para aumentar a importância relativa do componente estrutural pela variância espacial total. Além disso, o efeito pepita se mantém estável em um (1) dos quatro casos estudados e diminuiu em três deles (Tabela 3).
- Considerando o número de espécies por parcelas de 10 m x 10 m, a área de floresta natural mais perturbada (Transecto A) apresenta-se mais estruturada espacialmente quando comparada a área menos perturbada (Transecto B), tanto para o estrato herbáceo quanto para o arbóreo (A Figura 22 e Figura 23).
- No estrato arbóreo, a dependência espacial para o número de indivíduos foi bastante elevada; a relação entre o componente estrutural e o patamar foi de 93,72% e de 100% para os dois fragmentos (A e B), respectivamente (Tabela 4). Isto significa que, para a parcela de 100 m², o número de indivíduos presentes no estrato herbáceo tende a distribuir-se aleatoriamente, enquanto que o número total de indivíduos presentes no estrato arbóreo apresenta maior estrutura espacial. O aumento da tendência comparado à autocorrelação em função do tamanho amostral foi observado por Bellehumeur *et al.* (1997), que analisaram a densidade de árvores em uma floresta tropical da Malásia.

Nagendo (2000) comparou os padrões de dependência espacial para o número de indivíduos e número de espécies de três diferentes tipos de vegetação em pastagens e áreas florestais queimadas sob condições tropicais em Uganda. As contagens totais de árvores e plântulas mostraram uma estrutura espacial que foi modelada por um componente

estrutural e outra aleatória para a área de pastagens, enquanto que na área de floresta queimada a distribuição foi aleatória. O número de espécies ficou estruturalmente especializado em cinco dos seis casos estudados. Os intervalos de dependência espacial que encontramos nesta tese são muito menores do que os apresentados pelo autor anterior.

4.5.2 Semivariogramas cruzados

Para investigar se a correionalização poderia melhorar a descrição da continuidade espacial e reduzir os erros de estimativa de variância de krigagem foram construídos covariogramas entre todos os pares de variáveis que apresentaram correlações significativas.

Tabela 4 -Parâmetros de ajuste dos covariogramas de número de indivíduos e espécies presentes nas duas áreas estudadas considerando dois estratos de vegetaçãoem cada área (Indiv. = indivíduos).

| Variável | Área | Modelo | C ₀ | C ₁ | DD (%) | Classes (m) | r ² |
|----------------------------------|------|----------|----------------|----------------|--------|-------------|--------------------|
| Plantas < 0,5 m, herbáceas | | | | | | | |
| Indiv. x espécies | A | | | | | | Efeito pepita puro |
| Indiv. x espécies | B | | | | | | Efeito pepita puro |
| Plantas > 1,3 m, estrato arbóreo | | | | | | | |
| Indiv. x espécies | A | Esférico | 0,00 | -126,58 | 100 | 81,78 | 0,722 |
| Indiv. x espécies | B | Esférico | 5,14 | 13,66 | 72,6 | 40,00 | 0,130 |

A cokrigagem isotrópica teve como variável primária o número de espécies e, como variável secundária, o número de indivíduos. O tamanho da amostra foi de 1 m² e 100 m² para os estratos herbáceo e arbóreo, respectivamente (Tabela 5). No estrato herbáceo se encontrou um efeito pepita puro, enquanto que para o estrato arbóreo foi possível o ajuste de um modelo esférico de covariograma. Estes resultados sugerem que um valor de efeito pepita possa descrever a variabilidade em um intervalo de amostragem mais curto (Goovaerts, 1997).

4.5.3 Mapas de Krigagem

Foram elaborados mapas de krigagem e estimativa de variância de krigagem para as variáveis estudadas. A Figura 24 mostra um exemplo de padrão de variabilidade espacial para o número de indivíduos presentes no estrato arbóreo no fragmento B (área mesmo perturbada).

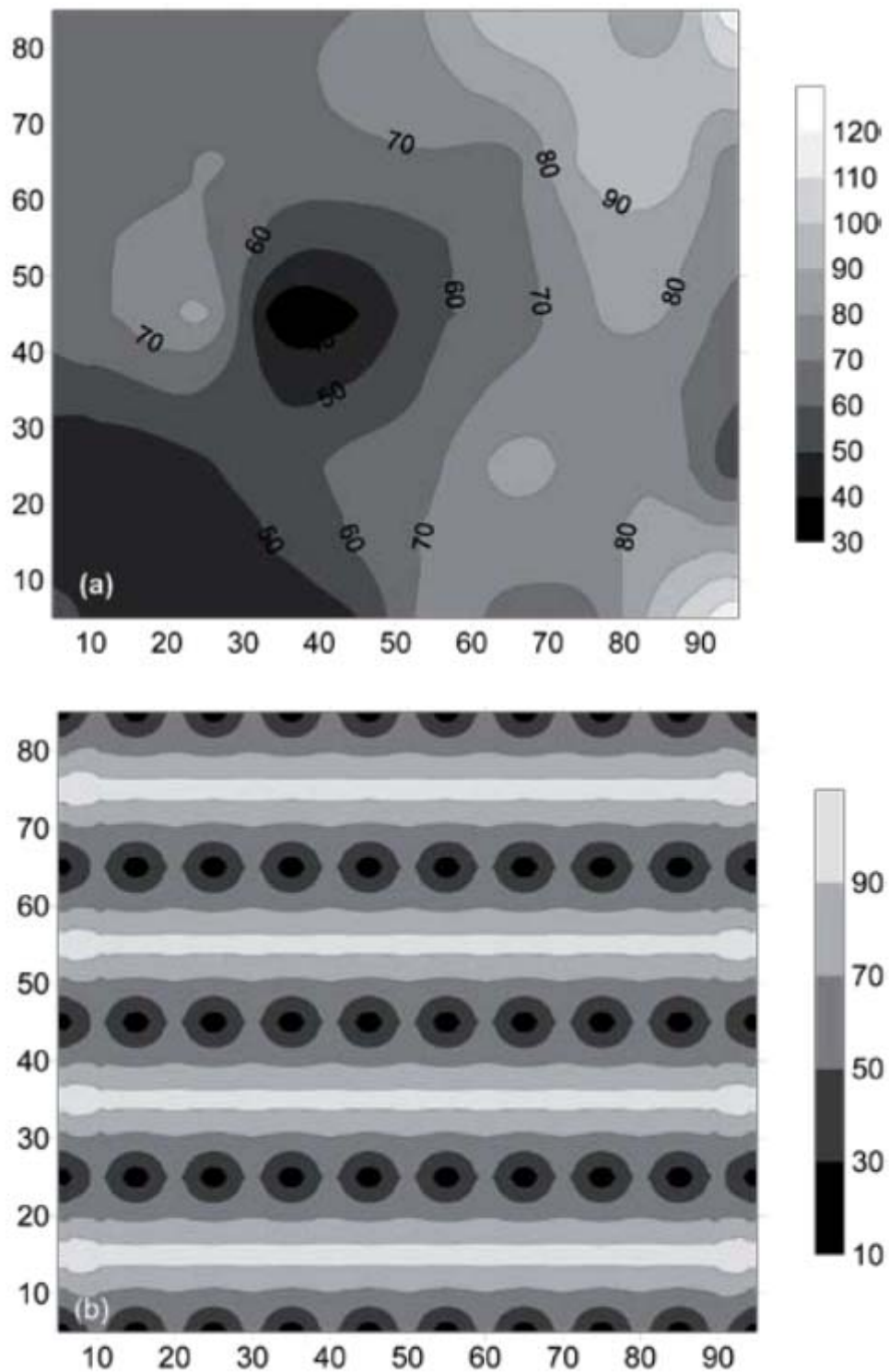


Figura 24 -Mapa de Krigagem para o número de indivíduos presentes no estrato arbóreo (> 1,3 m) em áreas de floresta natural considerada como menos perturbada por influência antrópica (Zona B) e mapa de estimativa de variâncias correspondientes. (a) Número de indivíduos interpolado por krigagem; (b) estimativa de variâncias para o número de indivíduos interpolado por krigagem.

Neste estrato, aparecem microrregiões com grandes diferenças no número de indivíduos, ou seja, mínimo de 50 indivíduos e acima de 70 indivíduos podem ser encontradas nas parcelas de 100 m². Assim, os mapas de krigagem permitem detectar mudanças espaciais na vegetação das áreas de reserva florestal. O padrão de variabilidade espacial do número de indivíduos para os estratos herbáceo e arbóreo em ambas as áreas naturais do "Bioma Cerrado" foi completamente diferente, o que está de acordo com os diferentes modelos apresentados nos semivariogramas. Além disso, os mapas de krigagem permitiram analisar a relação entre os padrões de variabilidade espacial entre o número de indivíduos e de espécies.

Realizou-se a comparação dos mapas de krigagem e cokrigagem para verificar as possíveis vantagens, para fins de estimativa, que poderia ter a utilização da correionalização. Basicamente, os dois mapas mostraram os mesmos resultados, porém, nos casos do mapa de cokrigagem, estes se apresentaram mais detalhados em função da correlação entre o número de espécies e indivíduos. A melhora limitada obtida na cokrigagem foi esperada devido à semelhança entre os covariogramas e os semivariogramas individuais.

Os resultados obtidos através das ferramentas geoestatísticas básicas são promissores. É necessária uma investigação mais detalhada para determinar os padrões de dependência espacial de cada uma das espécies encontradas durante a amostragem. Além disso, deve-se analisar a dependência espacial dos índices de biodiversidade, como Shannon. Desta forma, outras técnicas de geoestatística, como o krigagem indicador poderiam ser úteis quando se consideram os efeitos da autocorrelação espacial no manejo de fragmentos florestais nativos.

CONCLUSÕES

1. O total de indivíduos inventariados foi de 21.401 pertencentes à 49 famílias, 79 gêneros, e 140 espécies. A família mais abundante é *Euphorbiaceae*, com 38,9% do número total de indivíduos;
2. O Fragmento A apresentou 12.998 indivíduos pertencentes a 102 espécies, perfazendo 79 gêneros e 43 famílias. A família *Euphorbiaceae* apresentou 61,9% do número total de indivíduos neste fragmento;
3. O Fragmento B apresentou 8.403 indivíduos pertencentes a 86 espécies, perfazendo 62 gêneros e 34 famílias. Para este fragmento, a família *Rubiaceae* apresentou 52,2% do número total de indivíduos.
4. A estimativa de riqueza de Jackknife superestimou a riqueza em ambas as áreas. O Fragmento A, os valores foram inferiores a 3% porém, o Fragmento B, a estimativa superou os 12,2%;
5. A dependência especial tanto para o número de espécies, quanto para o número de indivíduos foi afetada pelo tamanho a amostra;
6. O número de espécies e o número de indivíduos apresentaram padrões distintos de dependência espacial quando comparados aos fragmentos naturais. Isto significa que os locais estudados foram perturbados;
7. Os mapas de cokrigagem podem ser utilizados para fins de mapeamento, no lugar da krigagem; no entanto, o ligeiro aumento de precisão impede a sua utilização;
8. Os resultados deste estudo confirmam parcialmente a hipótese de que a ação da fragmentação provocada pelas diferentes intensidades de perturbações antrópicas apresentam diferenças na caracterização da vegetação. Tais como, elevado número de indivíduos concentrado em poucas espécies; densidades absoluta e relativa, elevadas e, baixa diversidade;
9. Os levantamentos florístico e fitossociológico apresentaram a condição atual dos fragmentos, indicando o fragmento A como uma área menos conservada que o fragmento B, porém ambos com espécies de área de ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica (cerrado no seu sentido amplo e a floresta estacional semidecidual);

10. Em relação à composição florística, o fragmento A apresentou maior número de espécies que o B, porém menor diversidade. Os fragmentos estudados apresentam baixa diversidade comparada à encontrada por outros autores em outras florestas do interior do estado de São Paulo, e apresentaram baixa similaridade florística entre os fragmentos. O efeito da fragmentação das florestas entre outros fatores pode ser a causa destes valores nestas áreas estudadas.

5 REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB' SÁBER, A. N. *Os domínios de natureza do Brasil: potencialidades paisagísticas*. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 159 p.

ALMEIDA, C.F.P.; RIBEIRO JÚNIOR, P.J. *Estimativa da distribuição espacial de retenção de água em um solo utilizando krigagem indicatriz*. Curitiba: UFPR, Departamento de Estatística, 1996. 37p.

ALMEIDA, S. *P de Cerrado: espécies vegetais úteis*. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1998. 464 p.

ALVES, M.I.F. *Introdução à análise exploratória de dados*. Piracicaba: ESALQ/USP, DME, 1987. 40p.

AMERICAN SOCIETY PHOTOGRAMMETRY. *Manual of photographic interpretation*. Washington: George Bent, 1960. 868 p.

AMORIM, F. W.; OLIVEIRA, P. E. *Sexual structure and reproductive ecology of *Amaioua guianensis* Aubl. (Rubiaceae), a dioecious species of "Cerrado" woody plant formations*. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 29, n. 3, 2006.

ANDERSON, P. S.; VERSTAPPEN, H. T. *Aspectos básicos da fotointerpretação*. Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Cartografia, 1982. 136p.

ANJOS, L. *Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná*. *Série Técnica IPEF*. v. 12, n. 32, p. 87-94, 1998.

ARENS, K. *O cerrado como vegetação oligotrófica*. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da universidade de São Paulo* 224, Botânica. São Paulo, v. 15, p. 59-77, 1958.

ASSAD, E. D.; SANO, E. E. *Sistemas de informações geográficas: aplicações na agricultura*. 2. ed. Brasília: EMBRAPA, CPAC, 1998. 434 f.

ASSIS, C. *de Árvores no Brasil – Trees in Brazil*. São Paulo: Prêmio, 1997. 3 v.

ASSIS, F.N.; ARRUDA, H.V.; PEREIRA, A.R. *Aplicações da estatística à climatologia*. Pelotas: Universidade Federal de Pelotas, 1996. 161p.

ATLAS – BIOTA/FAPESP. Instituto virtual de biodiversidade. Mapaserver, Centro de referência em informação ambiental, 2002. Disponível em: <<http://www.sinbiota.cria.org.br/atlas/>> Acesso em: 19 março 2007.

AVERY, T. E. *Interpretation of aerial photographs*. 3th ed. Minneapolis: Burgess, 1977. 392 p.

AZEVEDO, C. M. A. A fragmentação e as ações governamentais para a conservação da biodiversidade. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 117-120, 1998. (Série Técnica-IPEF).

BALDUINO, A. P. C. et al. Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do cerrado da flora de Paraopeba-MG. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 25-34, 2005.

BALL, S.T.; MULLA, D.J.; KONZAK, C.F. Spatial heterogeneity affects variety trial interpretation. *Crop Science*, v.33, p.931-935, 1993.

BARROS, Z. X. DE; CARDOSO, L. G. ; CAMPOS, S.; POLLO, R. A.. Utilização de fotografias aéreas coloridas (2000) e pancromáticas (1962) na determinação de áreas cultivadas com eucalipto. In: XXXII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 2003, Goiânia. XXXII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 2003. v. cd rom.

BARROS, Z. X.; CARDOSO, L. G. A expansão do *Eucalyptus* no sul- sudoeste de Botucatu-SP analisada em fotografias aéreas coloridas e pancromáticas. *Ciência Geográfica*, Bauru, v. 9, n. 3, p. 259-271, set./dez. 2003.

BARROSO, G. M. et al.. *Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas*. Viçosa: UFV, 1999. 443 p.

BATTEN, L. A. *Bird communities of some Killarney woodlands*. *Proceedings of the Royal Irish Academy*, Dublin, v. 76, p. 285-313, 1976.

BEIGUELMAN, B. *Curso prático de bioestatística*. 3 ed. Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Genética, 1994. 244p.

BELLEHUMEUR, C.; LEGENDRE, P.; MARCOTTE, D. Variance and spatial scales in a tropical rain forest: changing the size of sampling units. *Plant Ecology*, v.130, p.89-98, 1997.

BERNACCI, L. C. et al. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). *Rev. Inst. Flor.*, São Paulo, v. 18, n. único, p. 121-166, dez. 2006.

BERTOLANI, F. Respeito à natureza – as razões de uma empresa. *Jornal da Cidade de Agudos: suplemento especial de aniversário. Agudos*, p. 9, 1982.

BERTONCINI, A. P. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma área de cerrado no município de Agudos – SP. 1996. 154 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas/Botânica)-Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1996.

BHATTI, A.U.; MULLA, D.J.; KOEHLER, F.E.; GURMUNI, A.H. Identifying and removing spatial correlation from yield experiments. *Soil Science Society of America Journal*, v.55, n. 6, p.1523-1528, 1991.

BICUDO, L. R. H.; CESAR, O. ; MONTEIRO, R. . Florística comparativa de uma área de cerrado no município de Botucatu, SP (Brasil).. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, v. 39, p. 685-691, 1996.

BLACKWELL, D. *Estatística básica*. 2.ed. São Paulo: EDUSP, 1975. 143p.

BLANCO JORGE, L.A. Distribuição espacial da área de contribuição e do índice de saturação em uma microbacia hidrográfica localizada na Cuesta de Botucatu – SP. Botucatu: UNESP, 2004. 63 p. (Relatório de pesquisa – CPA/UNESP).

BLANQUET, V. *Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blume, 1979. 820p.

BOMBONATTI, D. Metanol: solução para o combustível importado. *Jornal da Cidade de Agudos. Agudos*, p. 5, 26 ago., 1979.

BORGONOVİ, M. et al.. Cobertura vegetal do Estado de São Paulo. II: levantamento por fotointerpretação de áreas cobertas com floresta natural e reflorestamento. *Bragantia, Campinas*, v. 26, p. 93-102, 1967.

BORGONOVİ, M.; CHIARINI, J. V. Cobertura vegetal do Estado de São Paulo I: levantamento por fotointerpretação de áreas cobertas com cerrado, cerradão e campos em 1965. *Bragantia, Campinas*, v. 24, n. 12, p. 159-172, 1965.

BRANDÃO, M.; CARVALHO, P. G. da S.; JESUÉ, G. *Cerrado: guia ilustrado de plantas de Minas Gerais*. Belo Horizonte: CEMIG, 2001. 96p.

BRANDÃO, M.; LACA-BUENDIA, J. P. Folhas, flores, frutos e sementes do cerrado e sua utilização em arranjos ornamentais. *Informe agropecuário, Belo Horizonte*, v. 6, n. 61, p. 4-8, 1991.

BREGT, A.K.; McBRATNEY, A.B.; WOPEREIS, M.C.S. Construction of isolinear maps of soil attributes with empirical confidence limits. *Soil Science Society of America Journal*, v.55, n.1, p.14-19, 1991.

CAHN, M.D.; HUMMEL, J.W.; BROUER, B.H. Spatial analysis of fertility for site-specific crop management. *Soil Science Society of America Journal*, v.58, p.1240-1248, 1994.

CALDAS, P. F.; FRANCELINO, M. R.; SALAMENE, S.; CALDAS, A. J. F. DA S. Avaliação do uso de câmeras digitais de pequeno formato no levantamento de recursos naturais. *Anais... VII Seminário em Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal*. Curitiba: EMATER, p. 174-179, 2006.

CAMARGO, E.C.G. Desenvolvimento, implementação e teste de procedimentos geoestatísticos (krigeagem) no sistema de processamento de informações georreferenciadas (Spring). São José dos Campos, 1997. 123p. *Dissertação (Mestrado) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*.

CAMARGOS, J. A. A. et al.. *Catálogo de árvores do Brasil*. Brasília, DF: IBAMA, Laboratório de Produtos Florestais, 2001. 896 p.

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; NOVAK, J.M.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L.; TURCO, R.F.; KONOPKA, A.E. Fieldscale variability of soil properties in Central Iowa soils. *Soil Science Society of America Journal*, v.58, p.1501-1511, 1994.

CAMERON, D.R. Variability of soil water retention curves and predicted hydraulic conductivities on a small plot. *Soil Science*, v.126, n. 6, p.364-371, 1978.

CARNEIRO, C. M. R. Importância das técnicas de sensoriamento remoto para a ciência florestal. Brasília, DF: Ministério da Agricultura; Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, 1981. 21p.

CARVALHO, T.M. de. Variabilidade espacial de propriedades físico-hídricas de em um latossolo vermelho-amarelo através da geoestatística. Lavras, 1991. 84p. *Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura de Lavras*.

CASSEL, D.K.; BAUER, A. *Spatial variability in soils below depth of tillage: bulk density and fifteen atmosphere percentage. Soil Science American Proceeding*, v.39, p.247-250, 1975.

CASTRO, A. A . J. F. *Comparação florístico-geográfica (Brasil) e fitossociológica (Piauí-São Paulo) de amostras de cerrado. 1994. 520f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.*

CAVASSAN, O. et al.. *Levantamento fitossociológico de estrato arbustivo-arbóreo de uma área com vegetação nativa na fazenda Monte Alegre no município de Agudos – SP. Salusvita, Bauru*, v. 12, n. 1, p. 127-44, 1993.

CAVASSAN, O. *Florística e fitossociologia da vegetação lenhosa em um hectare de cerrado na Parque Ecológico Municipal de Bauru (SP). 1990. 206 f. Tese (Doutorado em Ciências)–Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1990.*

CAVASSAN, O.; CESAR, O.; MARTINS, F. R.. *Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, estado de São Paulo. Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, SP*, v. 07, n. 02, p. 91-106, 1984.

CHAO, A. *Species richness estimation. In: KOTZ, S.; BALAKRISHNAN, N.; READ, C. B. & VIDAKOVIC, B. (2.Eds). Encyclopedia of Statistical Sciences. Wiley, New York*, v. 16, 2005. 9686p.

CHAZDON, R. L. et al. *Statistical methods for estimating species richness of wood regeneration in primary and secondary rain forest of Northeastern Costa Rica. In: DALLMEIER, F.; COMISKEY, J. A. (Eds.) Forest biodiversity research, monitoring and modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies. Editorial Paris, UNESCO/The Parthenon Publishing Group*, p. 285-308, 1998.

CHIARINI, J. V.; DONZELI, P. L. *Levantamento por fotointerpretação das classes de capacidade de uso das terras do Estado de São Paulo. Boletim técnico do Instituto Agrônomo, Campinas*, p. 1-20, 1973.

CHIARINI, J. V.; SOUZA COELHO, A. G. *Cobertura vegetal natural e áreas reflorestadas do Estado de São Paulo. Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo. Instituto Agrônomo. Boletim 193. Campinas*, 1969, 28p.

CHRISTIANINI, S. R. *Florística, fitossociologia e comparação entre critérios de inclusão em uma mata mesófila semidecídua no Município de Agudos, SP. 1999. 113p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 1999.*

CLIFFORD, H. T.; STEPHENSON, W. *An introduction to numeral classification*. New York: Academic Press, 1975. 229p.

COELHO, M.A. *Spatial variability of water related soil physical properties*, 1974. 186p. **Tese (PHD)**, University of Arizona.

COLWELL, R. K. *EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples, Version 8.00. User's guide and application published at: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>*. Acesso em: 09 nov. 2006.

CORAL, J. D. et al.. *Levantamento florístico do estrato arbustivo-arbóreo em uma área de vegetação nativa na região de Agudos-SP*. *Salusvita, Bauru*, v. 10, n. 1, p. 1-18, 1991.

COSTA NETO, P.L.O. *Estatística*. 10 ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1990. 264p.

COSTA, T.C.C, da. *Avaliação de estratégias para classificação de imagens orbitais em mapeamento de uso e cobertura da terra*, 1999. 109p. **Tese (Doutorado)**, Universidade Federal de Viçosa.

COUTINHO, L. M. *O conceito de bioma*. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 20, p. 13-23, 2006.

COUTINHO, L. M. *O conceito de cerradão*. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 1, p. 17-23, 1978.

CRESSIE, N. *Statistics for spatial data*. New York: John Wiley, 1991. 900p.

CRONQUIST, A. *An integrated system of classification of flowering plants*. New York: Columbia University, 1981. 1262 p.

CULLEN JR., L.; PÁDUA, C. V.; PADUA, S.; MORATO, I.. *Projeto abraço verde: zonas de benefício múltiplo e a recuperação de fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema, São Paulo*. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF, p. 266-280, 2003.

DEGANUTTI, R. *Inventário da cobertura vegetal das fazendas Lageado e Edgardia – Botucatu-SP, no período de 36 anos, com utilização de imagens aéreas*. 2000. 170 f. **Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura)**-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2000.

DELHOMME, J.P. Kriging in hydrosiences. Centre D'Informatique Geologique,

DIAS, B. F. S. A conservação da natureza. In: PINTO, M. N. (org.) Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília: Universidade de Brasília, 1999. p. 583-640.

Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de Floresta Estacional

do componente arbóreo em diferentes trechos da Serra do Mar – Pr. (2001). 79p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná/UFPR, Curitiba, 2001.

DONATELLI, R. J. ; COSTA, T. V. V. da ; FERREIRA, C. D.. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, v. 21, n. 1, p. 97-114, 2004.

*DOURADO NETO, D. Variabilidade espacial das alturas de chuva e irrigação e de potenciais da solução do solo, 1989. 180p. **Dissertação** (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.*

DURAFLORES, S. A. Identificação, mapeamento e quantificação de vegetação natural: fazenda Rio Claro. Agudos: Duratex, 1999. 9 p. (Duratex S.A., n. 1620631/01 de jun.).

DURATEX. Carta de solos da agro-florestal – Monte Alegre. Agudos: Duratex, 2006, 81p.

DURATEX. Corredores de biodiversidade e áreas de conservação: fazenda Monte Alegre e Mamedina. Agudos: Duratex, 2005, 5p. (Plano de composição e tabela com áreas de conservação)

DURIGAN, G. et al. Inventário florístico do cerrado na Estação Ecológica de Assis, SP. Hoehnea, v. 26, p. 149-172, 1999.

DURIGAN, G. Florística, fitossociologia e produção de folheda em matas ciliares da região Oeste do Estado de São Paulo. 1994. 140 f. Tese (Doutorado em Ciências/Biologia Vegetal)-Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.

DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H. F. *Florística e fitossociologia de matas ciliares do Oeste Paulista. Revista do Instituto Florestal, São Paulo, v. 7, n. 1, p. 197-239, 1995.*

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; RATTER, J. A. *Seleção de fragmentos prioritários para a criação de unidades de conservação do cerrado no Estado de São Paulo. Revista do Instituto Florestal, São Paulo, v. 18, n. único, p. 23-37, 2006.*

DYMOND, C. C.; MLADENOFF, D. J.; RADELOFF, V. C. *Phenological differences in Tasseled Cap indices improve deciduous forest classification. Remote Sensing of Environment, v. 80, p. 460-472, 2002.*

EGUCHI, E.S. *Variabilidade espacial de atributos físico-hídricos de um solo hidromórfico no município de Lavras-MG. Lavras, 2001. 85p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras.*

EINTEN, G. *Delimitação do conceito de cerrado. Vegetalia, São José do Rio Preto, n. 18, p. 1-33, 1981.*

EINTEN, G. *The cerrado vegetation of Brazil. The Botanical Review, New York, v. 38, n. 2, p. 201-341, Apr./Jun. 1972.*

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA- EMBRAPA. *Documento 143: Coleta e identificação de espécimes botânicos. Embrapa Amazônia Oriental – CPATU. Belém, PA. 2002.*

ENGEL, V. L. *Silvigênese, dinâmica de fragmentos e a conservação de florestas tropicais. Série Técnica Florestal, Botucatu, v.1, n.1, 1993.*

ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. *Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. Instituto de Pesquisas Florestais, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 43-46, 1998. (Série Técnica).*

ENGLUND, E.; SPARKS, A. *Geo-EAS - Geostatistical Environmental Assessment Software: software de análise geoestatística (software). Las Vegas: Environmental Protection Agency, 1991. v.1, 100p.*

ESPIRITO SANTO, F. Del B. et al.. *Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecídua montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. Acta Botânica Brasílica, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 331-351, jul./set. 2002.*

FABRICANTE, J. R.; ANDRADE, L. A. de; MARQUES F. J. Componente epifítico vascular ocorrente em árvores urbanas. *Cerne, Lavras*, v. 12, n. 4, p. 399-405, out./dez. 2006.

FARIAS, M.S.S. de. Diagnóstico da necessidade de drenagem no perímetro irrigado de São Gonçalo. *Campina Grande*, 1999. Paraíba, 75p. **Dissertação (Mestrado)** - Universidade Federal da Paraíba.

FERRACINI, M. C.; FERLINI, R. F.; CAVASSAN, O. Composição florística de uma área de cerrado no município de Bauru, SP. *Salusvita*, v. 2, n. 1, p. 1-9, 1983.

FERREIRA, M. E. et al. Desmatamentos no bioma Cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados MODIS - MOD13Q1. *Anais... XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis: INPE*, p. 3877-3883, 2007.

FIETZ, C.R. Variabilidade espacial do armazenamento de água no solo visando o manejo da irrigação por aspersão. *Piracicaba*, 1998. 97p. **Tese (Doutorado)** - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

FISHER, R.A. **Statistical methods for research workers**. 13 ed. rev. New York: Hafner Publ. Inc., 1958.

FOEDE, J. Inventur und Planung eines Renaturierungsgebietes in Südbrasilien (Paraná). 2001. 112p. **Dissertação (Diploma em Ciências Florestais)** – Instituto de Biometria Florestal. Albert Ludwigs Universität. Freiburg, 2001.

FOLEGATTI, M.V. Estabilidade temporal e variabilidade espacial da umidade e do armazenamento de água em solo siltoso, 1996. *Piracicaba*, 84p. **Tese (Livre - Docência)** - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

FONSECA, G. *Corredores de biodiversidade*. Disponível em: <<http://www.biodiversidadebrasil.com.br/bd-ext-templating/v/index.jsp?vnextoid=45445ae8dbff9010VgnVCM1000002601a8c0RCRD>> Acesso em: 01 mar. 2007.

FREITAS, S. R.; SHIMABUKURO, Y. E. Diagnosticando florestas tropicais através do sensoriamento remoto. *Anais... XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis: INPE*, p. 1671-1678, 2007.

FREITAS, S. R.; CRUZ, C. B. M. Índices de vegetação na caracterização de fragmentos de mata atlântica no estado do RJ. *Anais... XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Belo Horizonte: INPE*, p.2737-2744, 2003.

FREITAS, S. R.; MELLO, M. C. S.; CRUZ, C. B. M. *Relações entre maturidade estrutural e índices de vegetação na Mata Atlântica. Anais... XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia: INPE, p. 1537-1544, 2005.*

FSC no Brasil. In: CONSELHO BRASILEIRO DE MANEJO FLORESTAL. *O que é o FSC? 2004. Disponível em : <<http://www.fsc.org.br>>. Acesso em: 29 ago. 2004.*

FURLEY, P. A.; RATTER, J. A. *Soil resources and plant communities of the central Brazilian Cerrado and their development. Journal of Biogeography, London, v. 15, p. 97-108, 1988.*

GALVÃO, F. *Métodos de levantamento fitossociológico. Curitiba: Universidade Federal do Paraná-UFPR, 2002. 15p. (documento provisório)*

GAMA, J. R. V. et al. *Comparação entre florestas de várzea e de terra firme do Estado do Pará. Revista Árvore, v. 29, n. 4, p. 607-616, 2005.*

GARCIA Y GARCIA, A. *Variabilidade espacial de atributos físicos do solo e resposta espectral da cultura de feijão irrigado, em imagens aéreas digitais. Piracicaba, 1997. 79p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.*

GARCIA, G. J.; ESPÍNDOLA, C. R.; MINTZER, O. *Fotointerpretação comparativa de fotografias aéreas pancromáticas, imagens de satélite e de radar. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 8., 1978, Botucatu. Anais... Botucatu: FCA; SBEA, 1978. p. 443-460.*

GENTRY, A.H. *A field guide to the Families and Genera of woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru) with supplementary notes on herbaceous taxa. Washington: Conservation International, 1993. 896p.*

GIULIETTI, A. M. *Biodiversidade da região sudeste. Revista do Instituto Florestal, São Paulo, v. 4, p. 125-130. 1992. parte 1, edição especial.*

GOÉS, L.A.C. *Estatística: uma abordagem decisorial. São Paulo: Editora Saraiva, 1980. 428p.*

GOLDEN SOFTWARE. *Surfer for Windows, version 6.01: software de geração de mapas de contorno e superfícies contínuas (software). Colorado, 1995.*

GOMES, B. Z.; MARTINS, F. R.; TAMASHIRO, J. Y. Estrutura do cerrado e da transição entre cerradão e floresta paludícola num fragmento da International Paper do Brasil Ltda., em Brotas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 249-262, 2004.

GONÇALVES, A.C.A. Variabilidade espacial de propriedades físicas do solo para fins de manejo da irrigação. Piracicaba, 1997. 118p. **Tese (Doutorado)** - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

GONÇALVES, C. N.; WAECHTER, J. L. Aspectos florísticos e ecológicos de epífitos vasculares sobre figueiras isoladas no norte da planície costeira do Rio Grande do Sul. *Acta Botânica Brasílica*, São Paulo, v. 17, n. 1, jan./mar. 2003.

GONÇALVES, C. N.; WAECHTER, J. L. Epífitos vasculares sobre espécimes de *Ficus organensis* isoladas no norte da planície costeira do Rio Grande do Sul: padrões de abundância e distribuição. *Acta Botânica Brasílica*, São Paulo, v. 16, n. 4, out./dez. 2002.

GOOVAERTS, P. **Geostatistics for natural resources evaluation**. Applied Geostatistics Series. New York: Oxford University Press, 1997. 483 p.

GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K.. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, n. 4, p. 379–391, 2001.

GREIG-SMITH, P. *Quantitative plant ecology*. 3th ed. Oxford: Blackwell Scientific, 1983. 359 p.

GROSSI SAD, J.H. **Fundamentos sobre variabilidade dos depósitos minerais**. Rio de Janeiro: DNPM/CPRM - GEOSOL, 1986. 141p.

GUERRA, P.A.G. **Geoestatística operacional**. Brasília: Ministério das Minas e Energia, Departamento de Produção Mineral, 1988. 145p.

GUILHERME, A. G. F., OLIVEIRA-FILHO, A. T., APPOLINÁRIO, V. e BEARZOTI, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. *Plant Ecology*, Netherlands, n. 174, p. 19-36, 2004.

GUIMARÃES, A. *Financiando o uso Sustentável da Biodiversidade*. FUNBIO. Rio de Janeiro. 1998.

GUMA, G.A. *Spatial variability of in situ available water*, 1978. 140p. *Tese (PHD)*, University of Arizona.

HALFFTER, G.; MORENO, C. E. & PINEDA, E. O.. *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera. M&T – Manuales y Tesis SEA*, vol. 2. Zaragoza, 2001. 80p.

HAMLETT, D.L.; HORTON, R.; CRESSIE, N.A.C. *Resistant and exploratory techniques for use in semivariogram analyses. Soil Science Society of America Journal*, 50, p.868-875, 1986.

HAWKINS, D.M.; CRESSIE, N. *Robust kriging - a proposal. Mathematical Geology*, v.16, n.1, p.3-19, 1984.

HERINGER, E.P. et al. *A flora do cerrado. In: FERRI, M.G. Simpósio Sobre o Cerrado*, 4., 1977, São Paulo. *Anais... Universidade de São Paulo*, 1977. p.15-36.

HERNANDEZ-STEFANONI, J. L.; PONCE-HERNANDEZ, R. *Mapping the spacial distribution of plant diversity indices in a tropical forest using multi-spectral satellite image classification and field measurements. Biodiversity and Conservation*, v. 13, n. 14, p. 2599-2621, 2004.

HOAGLIN, D.C.; MOSTELLER, F.; TYKEY, J.W. *Análise exploratória de dados: técnicas robustas, um guia*. Lisboa: Salamandra, 1983. 446p.

HORA, R. C. & SOARES, J. J. *Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. Revista Brasileira de Botânica*, v. 25, n. 3, p. 323-329, 2002.

IEMMA, A.F. *Estatística descritiva*. Piracicaba: Publicações, 1992. 182p.

INOUE, N.; XAVIER, S.R.; ROMANEL, C. *Análise geoestatística do subsolo da usina nuclear de Angra 2 (compact disc). In: CONGRESSO E FEIRA PARA USUÁRIOS DE GEOPROCESSAMENTO DA AMÉRICA LATINA - GIS BRASIL 99*, 5., Salvador, 1999. *Anais*. Salvador, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. *Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro, 2012. 92 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Mapas interativos*. 2005. Disponível em:

<ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/>. Acesso em: 30 mar. 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente. Rio de Janeiro, 2004. 332 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Mapa de Biomas do Brasil. Rio de Janeiro, 2004.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo, 1981. 93 p.

INTERNATIONAL INSTITUTE FOR GEO-INFORMATION SCIENCE AND EARTH OBSERVATION – ITC. *Ilwis 3.0 for windows: user's guide*. Enschede: ITC, 2001. 530p.

ISAAKS, E.H.; SRIVASTAVA, R.M. *An introduction to applied geostatistics*. New York: Oxford University Press, 1989. 561p.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. A. *Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil*. *Scientia Florestalis, Piracicaba*, n. 56, p. 83-99, 1999.

JAMES, F. C.; SHUGART, H. H. *A quantitative method of habitat description*. *Audubon Field Notes, Atlanta*, p. 727-36, Dec. 1970.

JOURNEL, A.G.; HUIJBREGTS, C.J. *Mining geostatistics*. London: Academic Press, 1978. 600p.

JUNK, W.J. *Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains*. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C.; BALSLEV, H. (eds.). *Tropical Forests - Botanical Dynamics, Speciation and Diversity*, 2.ed. London: Academic Press. 1990. p.238-256.

KAGEYAMA, B. Y.; GANDARA, F. B. *Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas*. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 65-70, 1998. (Série Técnica-IPEF).

KENT, M.; COKER, P. *Vegetation description analyses*. London: Behaven Press, 1992. 363p.

KLINT, C. A.; MACEDO, R. H. & MUELLER, C. C. *De grão em grão, o cerrado perde espaço. In MARTINS, E. S. & ALHO, C. J. R. (Ed.). Cerrado: Impactos do processo de ocupação. WWF & PRO-CER, Brasília. 66 P. 1995.*

KNIGHT, D.H. *A phytosociological analysis of species – rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panamá. Ecological Monographs., n.45, p.259-284. 1975.*

KOEHLER, A. *Floresta ombrófila densa altomontana: aspectos florísticos e estruturais*

KOFFLER, N. F. *Utilização de imagens aerofotográficas e orbitais no estudo do padrão de drenagem em solos originados do arenito Bauru. 1976. 156 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)–Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1976.*

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. *Diercke Weltatlas. Erde-Klima: Braunschweig, 1988. 220p.*

KREBS, C. J. *Ecological methodology. 2nd ed. Addison Wesley Longman, New York. 1998.*

KREBS, C. J. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. Harper Collins, New York, 1994. 801p.*

KRONKA, F. J. N. et al.. *Identificação, mapeamento e quantificação de áreas de cobertura vegetal natural – Duraflora S.A. São Paulo: Instituto Florestal, 1998. 14 p. (Relatório de Serviço)*

KRONKA, F. J. N. et al.. *Inventário florestal das áreas reflorestadas do Estado de São Paulo. São Paulo: Instituto Florestal, 2002. 183p.*

KRONKA, F. J. N. et al.. *Inventário florestal do Estado de São Paulo. São Paulo: Instituto Florestal, 1993. 199 p.*

KRONKA, F. J. N. et al.. *Mapeamento de estágios sucessionais da vegetação de reserva da Copaíba e Reserva do Matão – Duratex S.A.. São Paulo: Instituto Florestal, 2003. 2 p.*

LACHER, W. *Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Stressbewältigung de Pflanzen in ihre Umwelt. Stuttgart: Ulmer, 2001. 408p.*

LAMPARELLI, R.A.C.; ROCHA, J.V.; BORGHI, E. **Geoprocessamento e agricultura de precisão: fundamentos e aplicações**. Guaíba: Agropecuária, 2001. 118p.

LAMPRECHT, H. *Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas*. Rossdorf: GTZ, 1990. 343p.

LANDIM, P.M.B. **Introdução à geoestatística**. Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 1988. 69p.

LEITÃO FILHO, H. F. & MORELLATO, P. L. A vegetação da Reserva de Santa Genebra. In: MORELLATO, P. L.; LEITÃO FILHO, H. F. (Orgs.) *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra*. Campinas: Editora Unicamp, 1995. p. 19-29.

LEITÃO FILHO, H. F. A flora arbórea dos cerrados do Estado de São Paulo. *Hoehnea*, v. 19, p. 151-163, 1992.

LEITÃO FILHO, H. F. Aspectos das florestas do Estado de São Paulo. *Revista do Instituto Florestal*, São Paulo, v. 1, p. 197-206, 1982.

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

LEMOS, A. A. B. (Org.). *Cerrado: bibliografia analítica*. Brasília: EMBRAPA, Departamento e Informação e Documentação, 1976. 361p.

LEPSCH, J. F. et al.. *Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso*. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1983. 175p.

LIBARDI, P.L.; MANFRON, P.A.; MORAES, S.O.; TUON, R.L. Variabilidade da umidade gravimétrica de um solo hidromórfico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, n.1, p.1-12, 1996.

LOCH, C.; LAPOLLI, E. M. *Elementos básicos da fotogrametria e sua utilização prática*. 2. ed. Florianópolis: Ed. UFSC, 1989. 87p.

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

MACHADO, R.V. *Variabilidade espacial de atributos físico-hídricos em uma hidrosequência de solos bem à muito mal drenados*, 1994. 88p. **Dissertação (Mestrado)**, Escola Superior de Agricultura de Lavras.

MAGURAN, A. E. *Ecological diversity and its measurements*. Princeton: Princeton

MANTOVANI, W. *A dinâmica da floresta na encosta atlântica*. In: *Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira*, 2., 1990, São Paulo. *Estrutura, função e manejo: anais...* São Paulo: ACIESP, 1990. v. 1, p. 304-313.

MANTOVANI, W. et al. *Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi Guaçu, SP, Brasil*. In: BARBOSA, L.M. (ed.). *Simpósio sobre mata ciliar*, 1989, Anais... Campinas: Fund. Cargill. 1989. p.89-102.

MARCHETTI, D. A. B.; GARCIA, J. J. *Princípio de fotogrametria e fotointerpretação*. São Paulo: Nobel, 1977. 257p.

MARGALEF, R. *Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity*. *Trans. Connect. Academy of Arts and Science.*, v. 44, p. 221-235, 1972.

MARGALEF, R. *Information theory in ecology*. Chicago: General Systems, v.3, p.36-71, 1958.

MARGALEF, R. *La teoria de la información en ecología*. *Memórias de la Real Accademia de Ciencias y Artes de Barcelona, Barcelona*, v.32, p.373-449, 1957.

MARTINS, C. A.; CAVASSAN, O. *Orquídeas do Parque Municipal Tenri, Bauru SP*. In: *CONGRESSO SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO*, 11., 1996, São Carlos. *Resumos...* São Carlos: Sociedade Botânica, 1996. p. 18.

MARTINS, F. R. *Estrutura de uma floresta mesófila*. 2 ed. Editora UNICAMP, Campinas, 1993, 245p.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. *Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade*. *Revista Holos, São Paulo, edição especial*, p. 236-267, 1999.

MARTINS, S. V.; SILVA, N. R. S.; SOUZA, A. L. de; MEIRA-NETO, J. A. A.

MARTIUS, K. F. P. et al.. *Flora brasiliensis*. Codicote: Verlag von J. Cramer, 1840-1906. 15 v.

MATA NATIVA 2: manual do usuário. Viçosa: Cientec, 2006. 295p.

MATA, J.D.V. da. Variabilidade espacial de indicadores da compactação de terra roxa estruturada, sob dois sistemas de preparo, cultivada com feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) irrigado. Piracicaba, 1997. 73p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

MATHERON, G.. *Lês variables régionalisées et leur estimation. Une application de la theorie des fonctions.* Paris. 1965.

MAY, R. M. Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. In: HAWKSWORTH, D. L. (Ed.) *Biodiversity mesuerement and estimation.* London: Chapman & Hall, 1975. p. 13-20.

MEAD, R.; CURNOW, R.W. *Statistical methods in agriculture and experimental biology.* New York: Chapman and Hall Publisher, 1983. 163p.

MIRANDA, L. C. Levantamento florístico e fitossociológico da vegetação de um trecho de mata ciliar localizado às margens do Rio Batalha no município de Avaí, SP. 2000. 161p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2000.

MITTERMEIER, R.A. MYERS, N.; MITTERMEIER, C.G. *Hotspots: earth biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.* CEMEX. México City Conservation International, 1999.

MOREIRA, C. M. Avaliação de métodos fitossociológicos através de simulações de amostragem numa parcela permanente de cerradão, na Estação Ecológica de Assis, SP. 2007. 67f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MORELLATO, L. P. C. As estações do ano na floresta. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. (Orgs.) *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana.* Campinas: Editora da Unicamp, 1995. p. 37-41.

MORELLATO, L.P.C. et al.. *Estudo fenológico comparativo de espécies arbóreas de floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiaí, SP.* Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, v. 12, p. 85-98, 1989.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. *Reproductive rhenology of climbers in a Southeastern Brazilian forest.* Biotropica, New York, v. 28, n. 2, p. 180-191, 1996.

MORENO, C. E. & G. HALFFTER. *Spatial and temporal analysis of a, b and g diversities of bats in a fragmented landscape. Biodiversity and Conservation. Springer, Netherlands v. 10, p. 367–382, 2000.*

MORENO, C. E. **Métodos para medir la biodiversidad.** M&T–Manuales y Tesis SEA, vol 1. Zaragoza, 84 pp. 2001.

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

MULLA, D.J. *Mapping and managing spatial patterns in soil fertility and crop yield.* In: ROBERT, P.C.; RUST, R.H.; LARSON, W.E. **Soil specific crop management.** Madison: ASA-CSSA-SSSA, 1993. p.15-26.

MULLA, D.J.; BHATTI, A.U.; HAMMOND, M.W.; BENSON, J.A. *A comparasion of winter wheat yield and quality under uniform versus spatially variable fertilizer management.* **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.38, p.301-311, 1992.

NAGENDO, G. *Assessment of the impact of burning on biodiversity using geostatistics, geographical information systems (GIS) and field surveys: A case study on Bugondo Forest in Uganda.* Enshede: International. Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences, 2000. 93 p.

NAVE, A. G. *Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto.* 1999. 167 f. Dissertação (Mestrado em Ciências/Recursos Florestais)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

NETO, R. M. R. *Estudo da regeneração natural e aspectos silviculturais de uma clareira de formação antrópica.* 1999. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal/Produção Florestal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

NEVES, D.A. *et al. Diagnóstico da diversidade em florestas nativas, com auxílio de fotografias aéreas.* In: Paz González, A. **Bases para la conservación de suelos y aguas em la cuenca del Río Paraná.** 1ª ed. Santa Fé: Xunta de Galicia, 2006. p.143-150.

NEVES, D.A. *et al. Evolução temporal de fragmentos de vegetação nativa no município de agudos-sp, utilizando fotografias aéreas.* **Revista Energia na Agricultura.** Botucatu, vol. 25, n.2, 2010, p.20-31.

NEVES, D.A.; LEMOS F.; PAZ GONZÁLEZ, A.; VIEIRA, S.R.; MACHADO SIQUIERA, G. Using geostatistics for assessing biodiversity of forest reserve areas. *Bragantia*, Campinas, v. 69, Suplemento, p. 131-140, 2010.

NEVES, D.A.; LEMOS, F. Biodiversidade da vegetação heerbácea em reflorestamento de *Pinus sp.* no Estado do Paraná – Brasil. In: Paz González, A. *Bases para la conservación de suelos y aguas em la cuenca del Río Paraná*. 1ª ed. Santa Fé: Xunta de Galicia, 2006. p.75-86.

NICOLINI-GABRIEL, E. M. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo em áreas de ocorrência de floresta mesófila semidecídua em diferentes estágios sucessionais no Município de Bofete, SP. 1997. 211p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 1997.

NICOLINI-GABRIEL, E. M.; PAGANO, S. N. Estrutura Fitossociologica do Estrato Arboreo de Floresta Mesofila Semidecídua, No Município de Jahu, SP.. *Arquivos de biologia e tecnologia, Parana*, v. 36, n. 1, p. 165-184, 1993.

NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W.; ERH, K.T. Spatial variability of field measured soil water properties. *Hilgardia*, v.42, n.7, p.215-259, 1973.

NOVO, E. M. L. de M. Sensoriamento remoto: princípios e aplicações. São Paulo: Edgard Blücher, 1989. 308 f.

NUNES, Y. R. F. Dinâmica da comunidade arbórea e da sua regeneração em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, Minas Gerais. 2005. 116f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal/Manejo Ambiental)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

OLIVEIRA, P. E. Aspectos da reprodução de plantas do cerrado e conservação. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer*. Brasília, v. 1, p. 34-45, 1994.

OLIVEIRA, P. E. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies do Cerrado. In: *Cerrado ambiente e flora*. (SANO, S.M. & ALMEIDA, S.P., eds). EMBRAPA, Centro de Pesquisas Agropecuárias do Cerrado. Planaltina, 1998, p. 169-192.

OLIVEIRA, P. S. G.; PEREZ FILHO, A. Aplicação da fotografia aérea na recomposição da mata ciliar em bacias hidrográficas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 22., 1993, Ilhéus. Resumos... Ilhéus: SBEA, 1993. p. 441-455.

PAGANO, S. N.; LEITÃO FILHO, H. de F. Composição do estrato arbóreo de mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 37-47, 1987.

PAGANO, S.N., LEITÃO FILHO, H.F. & CAVASSAN, O. Análise temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecidual (Rio Claro - Estado de São Paulo). *Revista Brasileira de Biologia*, São Paulo, v. 55, p. 241-258, 1995.

PALMER, M. W. The estimation of species richness by extrapolation. *Plant Ecology*, Netherlands, n. 71, p. 1195–1198, 1990.

PASCHOAL, M. E. S. Avaliação da capacidade de regeneração da vegetação em áreas de reflorestamento com espécies de *Pinus* e *Eucalyptus*, no município de Agudos (SP). 2004. 159 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas/Botânica)-Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2004.

PASCHOAL, M. E. S. Levantamento florístico e fitossociológico do estrato arbóreo da Mata de Brejo do Ribeirão do Pelintra, Agudos-SP. 1997. 136 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas/Botânica)-Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1997.

PASCHOAL, M. E. S.; MONTANHOLI, R. Levantamento florístico do estrato arbustivo-arbóreo de um fragmentos de vegetação nativa no campo experimental USC, Agudos – SP. *Salusvita*, Bauru, v. 16, n. 1, p. 161-174, 1997.

PAZ, A.; TABOADA, M.T.; GÓMEZ, M.J. Spatial variability in topsoil micronutrients contents in one-hectare cropland plot. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, v.27, n.3/4, p.479-503, 1996.

PEREIRA, M. N.; KURKDJIAN, M. DE L. N.; FORESTI, C. Cobertura e uso da terra através de sensoriamento remoto. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1989. 118 f. (n. 5032-MD/042).

PEREIRA, R.A. Mapeamento e caracterização de fragmentos de vegetação arbórea e alocação de áreas preferenciais para sua interligação no Município de Viçosa-MG. 1960. 203 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

PEREIRA-SILVA, E. F. L.; SANTOS, J. E. DOS; KAGEYAMA, P. Y. e HARDT, E. Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerradão em uma unidade de conservação do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 27, n. 3, p. 533-544, 2006.

PIEIDADE, G. C. R. *Noções de fotogrametria e fotointerpretação*. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agrônômicas, 1983. 44 p. (mimeografado)

PIELOU, E. C. *Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession*. *Journal of Theoretical. Biology*, Amsterdam, v. 10, 370-383, 1966.

PIMENTEL GOMES, F. *Curso de estatística experimental*. São Paulo: Nobel, 1985. 466p.

PINTO, M. N. *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília: EdUnB, 1993.

PISSARA, T.C.T. *Análise da bacia hidrográfica do córrego rico na sub-região de Jaboticabal-SP: comparação entre imagens TM-Landsat 5 e fotografias aéreas verticais*. 2002. 132 f. *Tese (Doutorado em Agronomia/Produção Vegetal)–Faculdades de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2002.*

PREVEDELLO, B.M.S. *Variabilidade espacial de parâmetros de solo e planta*. Piracicaba, 1987. 166p. *Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.*

QUEIROZ, J.E. *Parâmetros hidrodinâmicos para um solo de várzea para fins de drenagem subterrânea*. Piracicaba, 1995. 167p. *Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.*

RAY, R. G.; FISCHER, W. A. *A quantitative photographic analysis a geologic research tool*. *Photogr. Eng.*, Washington, v. 26, p. 143-150, 1960.

REICHARDT, K.; VIEIRA, S.R.; LIBARDI, P.L. *Variabilidade espacial de solos e experimentação de campo*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.10, n.1, p.1-6, 1986.

RIBEIRO JÚNIOR, P.J. *Métodos geoestatísticos no estudo da variabilidade espacial dos parâmetros do solo*, 1995, Piracicaba. 99p. *Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.*

RIBEIRO, J. E. L. da S. et al.. *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central*. Manaus: INPA, 1999. 816 p.

RIBEIRO, J. F. et al. *Espécies frutíferas da região do cerrado*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS. Anais... Porto Velho: EMBRAPA, CNPF, CPAF, 1994. v. 1, p. 335-356.

RIZZINI, C. T.; MORS, W. B. *Botânica econômica brasileira*. São Paulo: USP, 1976. 207 p.

RIZZINI, C.T. *A flora do cerrado, análise florística das savanas Centrais*. In: *Simpósio Sobre o Cerrado*. São Paulo: Universidade de São Paulo/ Edgard Blücher, 1963. p.125-177. 1963.

RIZZINI, C.T. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos*. São Paulo: Hucitec; EdUSP, 1979. v. 2, 747p.

RODRIGUES, R. R et al.. *Estudo florístico e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na Serra do Japi, Jundiá, SP*. *Revista Brasileira de Botânica, São Paulo*, v. 12, n. 1/2, dez. 1989.

RODRIGUES, R. R.. *Análise da vegetação às margens do rio Passa Cinco, Ipeúna, SP*. 1992. 156p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)-Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.

RODRIGUES, R.R. *Métodos fitossociológicos mais usados*. Casa da Agricultura, Campinas, ano. 10, n.º.1, 1988, 8p.

RODRIGUES, R.R.. *A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno*. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, Piracicaba, n.189, 1999. (Circular Técnica-IPEF)

ROTTA, E. et al.. *Levantamento florístico e fitossociológico de um trecho de floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas no Parque Estadual do Palmito, Paranaguá, PR*. *Biologia. e Tecnologia*, v.40, n.4, p.849-861, 1997.

ROZZA, A. de F. *Florística, fitossociologia e caracterização sucessional em uma floresta estacional semidecidual: mata da Virgínia, Matão, SP*. 1997. 177 p. *Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas/Biologia Vegetal)*-Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

SALVIANO, A.A.C. *Variabilidade de atributos de solo e de *Crotalaria juncea* em solo degradado do município de Piracicaba-SP*. Piracicaba, 1996. 91p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

SALVIANO, A.A.C.; VIEIRA, S.R.; SPAROVEK, G. Dependência espacial dos teores de macronutrientes da parte aérea da *Crotalaria juncea* em área de erosão acelerada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.115-122, 1995.

SANO, S. M. & ALMEIDA, S. P.(ED.) *Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA, Centro de Pesquisas Agropecuárias do Cerrado. 1998. 556 p.*

SANO, S. M. et al. **Cerrado: Ecologia e Flora. Planaltina: EMBRAPA Cerrados.** – Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 2v. 279 p.

SANQUETTA, C. R. Fixação de carbono em plantações de *Pinus*. *Revista de Madeira, Curitiba, edição especial*, p.48, 2002.

SÃO PAULO (ESTADO). *Define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração de Mata Atlântica. CONAMA: Resolução n. 1, de 01 de janeiro de 1994. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/federal/resolucoes/resolucoes.asp>>. Acesso em: 3 maio 2007.*

SÃO PAULO (ESTADO). *Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal. Imprensa Oficial, 2005. 200p.*

SÃO PAULO (ESTADO). *Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Cerrado: bases para a conservação e uso sustentável das áreas de cerrado do Estado de São Paulo. (Série Probio/SP). Coordenação: BRITO, M. C. W. de et al., 1997. 113p.*

SÃO PAULO (ESTADO). *Secretaria de Meio Ambiente. Grupo Técnico para analisar casos de licenciamento nas áreas de cerrado. Resolução n. 55, de 13 de outubro de 1995. São Paulo, n° 55, 1995. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/resolucoes/1995_Res_SMA_55.pdf>. Acesso em: 3 maio 2007.*

SARTORI, M. S.; POGGIANI, F; ENGEL, V. L. *Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. Localizado no Estado de São Paulo. Scientia Forestalis, n. 62, p. 83-106, 2002.*

SAS INSTITUTE. **SAS Procedures Guide, version 6.12:** software de análise estatística (software). 3.ed. Cary, NC: SAS Institute, 1993. 1022p.

SCHILLING, A. C. *Amostragem de espécies arbóreas em florestas tropicais: padrões e limitações de algumas medidas. 2007. 83f. Tese (Doutorado em*

Recursos Florestais)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

SCOTT, H.D.; MAUROMOUSTAKOS, A.; HANDAYANI, I.P.; MILLER, D.M. Temporal variability of selected properties of loessial soil as affected by cropping. *Soil Science Society of America Journal*, v.58, p.1531-1538, 1994.

Semidecidual em Viçosa, MG. Scientia Forestalis. n.64, p.172-181, 2003.

SERRA FILHO, R. et al.. Levantamento da cobertura natural e do reflorestamento no Estado de São Paulo. São Paulo: Instituto Florestal, 1974. 56 f. (Boletim técnico, 11).

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press, 1949. 148p.

SHEPHERD, G. J. *Fitopac 1.5: manual do usuário*. Campinas: UNICAMP, 2001. 93 p.

SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I.; EINTEN, G. *Fitossociologia em um hectare de cerrado*. *Brasil florestal*, v. 13, n.54, p. 55-73, 1983.

SILVA JÚNIOR, M.C. *Composição florística, estrutura e parâmetros fitossociológicos do cerrado e sua relação com o solo na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba, MG. Viçosa, 1984. 130p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.*

SILVA, A.P. *Variabilidade espacial de atributos físicos do solo*. Piracicaba, 1988. 105p. *Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.*

SILVA, I. D. da; TAKATSUKA, F. S.; ROCHA, M. R. da; CUNHA, M. G. da *Efeito do extrato de sucupira (Pterodon emarginatus Vog.) sobre o desenvolvimento de fungos e bactérias fitopatogênicos*. *Revista Agropecuária Tropical*, v. 35, n. 2, p. 109-115, 2005.

SILVA, J. C. S.; ALMEIDA, S. P. *Botanical resources from neotropical savannas*. In: SARMIENTO, G. *Lãs sabanas americanas: aspectos de su biogeografía, ecología y utilización*. Mérida, Venezuela: Universidad de Los Andes, 1990. p. 126-140.

SILVA, J. DOS S. V. DA; ABDON, M. DE M.; SILVA, A. M. DA; CUNHA, L. S. Estado da arte do mapeamento da vegetação no pantanal brasileiro. Anais... VII Seminário em Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal. Curitiba: EMATER, p. 65-72, 2006.

SILVEIRA JR., P.; MCHADO, A.A.; ZONTA, E.P.; SILVA, J.B. de. **Curso de Estatística I**. Pelotas: Editora Universitária - Universidade Federal de Pelotas, 1989. 135p.

SIMPSON, E. H. Measurement os diversity. In: *Nature*. v. 163, p. 688, 1949.

SOARES, A. R.; DIAS, H. C. T.; SILVA, G. Análise fitossociológica e da estrutura dinâmica de espécies arbóreas que ocorrem numa mata seca em Lavras, Minas Gerais. In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, 1.; CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., 1993, Curitiba. Anais... Curitiba: SBS/SBEF, 1993. p. 322-324.

SOUZA, L.C. de. Variabilidade espacial da salinidade de um solo aluvial no semi-árido paraibano. Campina Grande, 1999. 77p. **Dissertação** (Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba.

SOUZA, L.S. Variabilidade espacial do solo em sistemas de manejo. Porto Alegre, 1992. 162p. **Tese** (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

SPIEGEL, M.R. **Estatística**. 3 ed. São Paulo: Mkron Books, 1993. 643p.

STEFFEN, C. A. et al.. Técnicas radiométricas com spectron SE-590. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 1., Salvador, 1996. Anais... São José dos Campos: INPE, 1996. p. 9-14.

STRASBURGER, E. *Lehrbuch der Botanik für Hochschulen*. Stuttgart, New York: Fischer, 1978. 1078p.

STURARO, J.R. Estudo do comportamento espacial de variáveis geológicas e hidrogeológicas da área urbana de Ribeirão Preto-SP, 1988. 124p. **Dissertação** (Mestrado), Universidade de São Paulo, São Carlos.

TABOR, J.A.; WARRICK, A.W.; PENNINGTON, D.A.; MYERS, D.E. Spatial variability of nitrate in irrigated cotton: I. Petioles. **Soil Science Society of America Journal**, v.48, p.602-607, 1984.

TEIXEIRA, M. I. J. G. et al. *Florística e fitossociologia de área de Cerrado S.S. no município de Patrocínio Paulista, Nordeste do Estado de São Paulo. Bragantia, Campinas, v. 63, n. 1, p. 1-11, 2004.*

THENKABAIL, P. S. et al. *Detecting floristic structure and pattern across topographic and moisture gradients in a mixed species Central African forest using IKONOS and Landsat-7 ETM+ images. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, v. 4, p. 255-270, 2003.*

TOLEDO, G.R.; OVALLE, I.I. *Estatística básica. 2 ed. São Paulo: Atlas, 1982. 459p.*

TONIAL, T. M. et al. *Caracterização preliminar de áreas de vegetação em microbacias da região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul. Revista de Pesquisa e Pós-Graduação, Erechim, p.107-130, 2000.*

TONIATO, M. T. Z.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de. *Variations in tree community composition and structure within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil, related to different human disturbance histories. Forest Ecology And Management, v. 198, p. 319-339, 2004.*

TOPPA, R. H. ; DURIGAN, G.; PIRES, J. S. R.; FIORI, A. DE . *Mapeamento e caracterização das fitofisionomias da Estação Ecológica de Jataí. In: JOSÉ EDUARDO DOS SANTOS; JOSÉ SALATIEL RODRIGUES PIRES; LUIZ EDUARDO MOSCHINI. (Org.). Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí. São Carlos: Rima, 2006, v. 3, p. 21-44.*

TOPPA, R. H. ; PIRES, J. S. R.; DURIGAN, G.. *Flora lenhosa e síndromes de dispersão nas diferentes fisionomias da vegetação da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, São Paulo.. Hoehnea, v. 32, n. 1, p. 67-76, 2004.*

TOPPA, R. H. ; PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. DOS ; LIMA, M. I. S. . *Ecologia das espécies arbóreas de um fragmento de cerradão e o uso de sistemas de informações geográficas para elaboração de um banco de dados georeferenciados. In: JOSÉ EDUARDO DOS SANTOS; JOSÉ SALATIEL RODRIGUES PIRES. (Org.). Estação Ecológica de Jataí. 1 ed. São Carlos: Rima, 2000, v. 1, p. 253-263.*

TRANGMAR, B.B.; YOST, R.S.; WADE, M.K.; UEHARA, G. *Applications of geostatistics to spatial studies of soil properties. Advances in Agronomy, v.38, p.45-94, 1985.*

TRANGMAR, B.B.; YOST, R.S.; WADE, M.K.; UEHARA, G.; SUDJADI, M. *Spatial variation of soil properties and rice yield on recently cleared land. Soil Science Society of America Journal*, v.51, p.668-674, 1987.

TURNER, W. et al. *Remote sensing for biodiversity science and conservation. Trends in Ecology and Evolution*, v. 18, n. 6, p. 306-314, 2003. University Press, 1988. 183p.

VAUCLIN, M.; VIEIRA, S.R.; VACHAUD, G.; NIELSEN, D.R. *The use of cokriging with limited field soil observations. Soil Science Society of America Journal*, v.47, p.175-184, 1983.

VELOSO, H. P. *Fitofisionomia e algumas condições sobre a vegetação do Centro Oeste Brasileiro. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 46, n. 4, p. 812-852, 1948.

VELOSO, H. P., & KLEIN, R. M. *As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil. In: As comunidades do município de Brusque, Santa Catarina. Sellowia*, v. 9, p.81-235, 1957.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE*, 1991. 123 p.

VETTORAZZI, C. A.; COUTO, H. T. Z. *do Análise de exatidão de classificação em mapas de solo obtidos através da interpretação de imagens orbitais em duas escalas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 6., Manaus, 1990. Anais... São José dos Campos: INPE, 1990. p. 769-775.

VICTOR, M. A. M. et al. *A devastação florestal. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura*, 1979. 48 p.

VIEIRA, I. C. G. et al. *O renascimento da floresta no rastro da agricultura. Ciência Hoje*, v. 20, p. 38-44, 1996.

VIEIRA, S.R. *Geoestatística em estudos de variabilidade espacial. Campinas: IAC*, 1998

VIEIRA, S.R. *Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVARE, V.H.; SCHAEFFER, G.R. (Ed.) Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v.1, 2000. p. 1-54..

VIEIRA, S.R. Variabilidade espacial de argila, silte e atributos químicos em uma parcela experimental de um latossolo roxo de Campinas (SP). **Bragantia**, v.56, n.1, p.181-190, 1997.

VIEIRA, S.R.; DE MARIA, I.C. Delineamento experimental e análise estatística na pesquisa em conservação do solo. In: **Reunión Sobre Metodología Para Investigación En Manejo De Suelos**, Passo Fundo, 1990. Diálogo, 39. Montevideo: IICA, p.3-11, 1994.

VIEIRA, S.R.; DE MARIA, I.C.; CASTRO, O.M. de; DECHEN, S.C.F.; LOMBARDI NETO, F. Utilização da análise de Fourier no estudo do efeito residual da adubação em uva na crotalária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.11, n.7, p.7-10, 1987.

VIEIRA, S.R.; DECHEN, S.C.F.; MARIA, I.C. de. Uso de geoestatística no mapeamento de atributos de solo e planta (compact disc). In: **CONGRESSO E FEIRA PARA USUÁRIOS DE GEOPROCESSAMENTO DA AMÉRICA LATINA - GIS BRASIL 98**, 4., Curitiba, 1998. **Anais**. Curitiba, 1998.

VIEIRA, S.R.; HATFIELD, J.L.; NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**, v.51, n.3, p.1-75, 1983.

VIEIRA, S.R.; LOMBARDI NETO, F. Variabilidade espacial do potencial de erosão das chuvas do Estado de São Paulo. **Bragantia**, v.54, n.2, p.405-412, 1995.

VIEIRA, S.R.; NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W. Spatial variability of field-measured infiltration rate. **Soil Science Society of America Journal**, v.45, n.6, p.1040-1048, 1981.

WAECHTER, J. L. Epífitos vasculares da mata paludosa do Faxinal, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia Série Botânica**, Porto Alegre [S.l.], v. 34, p. 39-49, 1986.

WAECHTER, J. L. O epifitismo vascular em uma floresta de restinga do Brasil subtropical. **Revista Ciência e Natura**, Santa Maria [S.l.], v. 20, p. 43-66, 1998.

WAECHTER, J. L. O epifitismo vascular na planície costeira do Rio Grande do Sul. 1992. 142f. Tese (Doutorado)–Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1992.

WALTER, B. M. T. *Fitofisionomias do bioma cerrado: síntese terminológica e relações florísticas*. 2006. 389p. Tese (Doutorado em Ecologia)-Universidade de Brasília – Instituto de Ciências Biológicas, Brasília, 2006.

WALTER, H. W. *Vegetação e zonas climáticas*. São Paulo: Itatiaia-EPU, 1986. 325 p

WANDERLEY, M. da G. L. et al.. *Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo*. São Paulo: Fapesp: RiMa, 2005. 4 v.

WEBSTER, R. *Quantitative spatial analysis of soil in field*. *Advances in Soil Science*, v.3, p.1-70, 1985.

WEBSTER, R.; OLIVER, M.A. *Statistical methods in soil and land resource survey*. Oxford: Oxford University Press, 1990. 316p.

WEISER, V. de L. *Ecologia e sistemática de lianas em um hectare de cerrado stricto sensu da ARIE, Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP*. 2001. 179 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo – Departamento de Biologia, Ribeirão Preto, 2001.

WHITTAKER, R. H. *Evolution and measurement of species diversity*. *Taxon*, Oxford, v. 21, n. 2/3, p. 213-51, may 1972.

WORBES, M., KLINGE, H., REVILLA, J.D., MARTIUS, C. *On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia*. *Journal of Vegetation Science*, Stockholm, v.3, p.553-564, 1991.

YOST, R.S.; UEHARA, G.; FOX, R.L. *Geostatistical analysis of soil chemical properties of large land areas. II. Kriging*. *Soil Science Society of America Journal*, n.46, p.1033-1037, 1982.

ZAÚ, J. S. *Fragmentação da mata atlântica: aspectos teóricos*. *Floresta e Ambiente*. v.5, p. 160-170, 1998.

ZIMBACK, C.R.L. *Análise espacial de atributos químicos de solos para o mapeamento da fertilidade do solo*. Tese de livre docência – UNESP, Botucatu, 2001. 114 p.

6 ANEXOS

Anexo 1: Espécies registradas na Fazenda Monte Alegre – Duratex, Agudos/SP com suas respectivas famílias, seus nomes científicos e populares; estratos: I = inferior, M = médio e S = superior; habitats: fragmentos A e B e o número de indivíduos - N° Ind. * espécies invasoras,** espécies amostradas no levantamento fitossociológico.

| FAMÍLIA/ESPÉCIES | NOME POPULAR | ESTRATO | | | HABITAT | | N°IND |
|--|---------------------|---------|---|---|---------|---|-------|
| | | I | M | S | A | B | |
| ANACARDIACEAE | | | | | | | |
| <i>**Tapirira guianensis</i> Aubl. | Pau pombo | | x | x | x | x | 16 |
| ANNONACEAE | | | | | | | |
| <i>**Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart. | Pimenta de macaco | x | x | x | x | x | 266 |
| <i>**Xylopia brasiliensis</i> Spreng. | Pindaíba | x | x | x | | x | 13 |
| APOCYNACEAE | | | | | | | |
| <i>**Tabernaemontana fuchsiaefolia</i> (A.DC.) Miers. | *Leiteiro | x | x | x | x | | 5 |
| ARALIACEAE | | | | | | | |
| <i>**Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch. | Mandioqueira | | x | x | | x | 4 |
| ASTERACEAE | | | | | | | |
| <i>Acanthospermum</i> sp. | Carrapicho | x | | | x | | 2 |
| <i>Asteraceae</i> | Candeia | x | | | | x | 30 |
| <i>**Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera | Candeia-da-caatinga | | x | x | x | | 31 |
| <i>Vernonia ferruginea</i> Less. | *Assa-peixe | x | x | | x | x | 5 |
| BIGNONEACEAE | | | | | | | |
| <i>**Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau | Ipê peludo | | | x | x | | 1 |
| BORAGINACEAE | | | | | | | |
| <i>**Cordia sellowiana</i> Cham. | Jurutê | x | x | x | x | x | 89 |
| <i>**Cordia trichotona</i> (Vell.) Arrab. | Louro pardo | | x | x | x | x | 5 |
| BROMELIACEAE | | | | | | | |
| <i>Bromelia</i> sp.1 | Bromelia de chão | x | | | | x | 1 |
| <i>Bromelia</i> sp.2 | Abacaxi-do-mato | x | x | | x | x | 9 |
| <i>Bromelia balansae</i> Mez | Gravatá | x | x | | x | | 26 |
| BURSERACEAE | | | | | | | |
| <i>**Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand | Amescla | x | x | x | x | x | 195 |
| CELASTRACEAE | | | | | | | |
| <i>**Maytenus q. robusta</i> Reissek | Verdinha | | | x | | x | 1 |
| COMBRETACEAE | | | | | | | |
| <i>**Terminalia argenta</i> (Cambess.) Mart. | Massaranduba | x | x | x | | x | 78 |
| <i>**T. brasiliensis</i> (Camberess. Ex A.St.-Hill.) Eichler | Captãozinho | x | x | x | x | x | 86 |

| FAMÍLIA/ESPÉCIES | NOME POPULAR | ESTRATO | | | HABITAT | | N°IND |
|--|------------------------|---------|---|---|---------|---|-------|
| | | I | M | S | A | B | |
| CUNNONIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Lamanonia ternata</i> Vell. | Cangalheiro | | | x | | x | 23 |
| ERYTHROXYLACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.Hil. | Pimenta de passarinho | x | x | x | x | x | 81 |
| EUPHORBIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Actinostemon communis</i> Pax & K.Hoffm. | Cafezinho | x | x | x | x | x | 8034 |
| ** <i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl. | Tapiá | | | x | x | | 1 |
| ** <i>Aparisthmium</i> sp. | Caxeta | x | x | x | | x | 8 |
| ** <i>Croton floribundus</i> Spreng. | Capixingui | x | x | x | | x | 7 |
| ** <i>Maprounea</i> sp. | Pau-espeto-miudo | x | x | x | | x | 147 |
| ** <i>Pera glabrata</i> Poepp. Ex Baill. | Laranja do cerrado | x | x | x | x | x | 98 |
| FABACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Acacia polyphylla</i> A. DC. | Monjoleiro | | x | x | x | | 3 |
| ** <i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J. F. Macbr. | Angelin | | x | x | | x | 3 |
| ** <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth | Sucupira-preta | | | x | | x | 1 |
| ** <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. | Copaiba cf | x | x | x | x | x | 162 |
| ** <i>Copaifera</i> sp. | Copaiba cs | x | x | x | x | x | 75 |
| ** <i>Machaerium aculeatum</i> Raddi | Jacarandá bico de pato | | | x | x | | 1 |
| ** <i>Machaerium brasiliensis</i> Vogel | Jacarandá-sangue | x | x | x | x | x | 17 |
| ** <i>Machaerium stipitatum</i> Vogel | Sapuvinha | | x | x | x | x | 3 |
| ** <i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms | Olho de cabra | | | x | x | x | 3 |
| ** <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub. | Canafistola | x | | x | x | | 5 |
| ** <i>Platypodium elegans</i> Vogel | Amendoim-do-campo | x | x | x | x | | 19 |
| ** <i>Pterodon emarginatus</i> Vogel | Faveiro | x | x | x | x | x | 160 |
| ** <i>Senna</i> sp. | Fedegoso-amarelo | | | x | x | | 1 |
| ** <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov. | Barbatimão | | x | x | x | | 10 |
| FLACOURTIACEAE | | | | | | | |
| <i>Casearia gossypiosperma</i> Briquet | Pau espeto | x | x | | x | | 2 |
| ** <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | Lagarteiro | x | x | x | x | | 78 |
| ** <i>Xylosma</i> sp. | Laranjinha do mato | x | x | x | x | x | 65 |
| LAURACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Lauraceae 1</i> | Canela meleca | x | x | x | x | | 6 |
| ** <i>Lauraceae 2</i> | Canela peluda | | | x | x | | 1 |
| ** <i>Lauraceae 3</i> | Canela sassafrás | | | x | x | | 5 |
| ** <i>Lauraceae 4</i> | Canela de viado | | | x | x | | 4 |
| ** <i>Nectandra lanceolata</i> Ness. | Canela-branca | | | x | x | | 1 |

| FAMÍLIA/ESPÉCIES | NOME POPULAR | ESTRATO | | | HABITAT | | N°IND |
|--|----------------------|---------|---|---|---------|---|-------|
| | | I | M | S | A | B | |
| ** <i>Nectandra rigida</i> (H. B. K.) Ness. | Canela ferrugem | | x | x | x | | 8 |
| ** <i>Ocotea pulchella</i> Mart. | Canela-do-cerrado | | | x | x | x | 1 |
| ** <i>Ocotea</i> sp. | Canela | x | x | x | x | | 689 |
| MALPIGHIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss | *Murici | | x | x | x | x | 22 |
| MALVACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Hybiscus</i> sp. | Jangada branca | | | x | x | | 2 |
| ** <i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns | Imbirica | | | x | | x | 1 |
| MELASTOMATACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Miconia</i> sp. | Quaresminha rasteira | x | x | x | x | x | 91 |
| ** <i>Miconia</i> sp. 1 | Quaresma amarela | x | x | x | x | x | 65 |
| ** <i>Miconia</i> sp. 2 | Manacá | | | x | | x | 3 |
| ** <i>Miconia</i> sp. 3 | Quaresma peluda | x | x | x | | x | 72 |
| <i>Miconia</i> sp. 4 | Quaresmeira | x | x | | | x | 10 |
| ** <i>Miconia</i> sp. 5 | Quaresma branca | x | x | x | | x | 63 |
| MELIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Cedrela fissilis</i> Vell. | Cedro Rosa | | x | x | x | | 7 |
| ** <i>Guarea macrophylla</i> Vahl. | Marinheiro | x | | x | x | | 13 |
| ** <i>Trichilia pallida</i> Sw. | Baga-de-morcego | x | x | x | x | | 95 |
| MONIMIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Siparuna guianensis</i> Aubl. | Negamina | x | x | x | x | x | 938 |
| MORACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Ficus</i> sp. | Figueira mata pau | | | x | x | | 3 |
| MYRSINACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Rapanea ferruginea</i> (Ruíz & Pav.) Mez | Capororoca vermelha | x | x | x | x | x | 197 |
| ** <i>Rapanea gardneriana</i> Mez | Capororoca | x | x | x | x | x | 88 |
| ** <i>Rapanea</i> sp. | Capororoca branca | | | x | x | | 1 |
| MYRTACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Calyptanthus</i> sp. | Araçarana | x | x | x | | x | 58 |
| ** <i>Eugenia</i> sp. | Pau-cortiço | x | x | x | x | | 4 |
| ** <i>Eugenia</i> sp. 2 | Pitanga | x | x | x | x | x | 1137 |
| ** <i>Eugenia</i> sp. 3 | Pitanga grauda | x | x | x | | x | 305 |
| ** <i>Eugenia</i> sp. 4 | Jaboticabinha | x | x | x | x | x | 156 |
| ** <i>Eugenia</i> sp. 5 | Grumichama | | x | x | x | | 21 |
| ** <i>Myrcia</i> sp. | Araçá vassourinha | x | x | x | x | x | 85 |
| ** <i>Myrcia</i> sp. 1 | Araçá guamirim | x | x | x | x | x | 510 |

| FAMÍLIA/ESPÉCIES | NOME POPULAR | ESTRATO | | | HABITAT | | N°IND |
|--|--------------------|---------|---|---|---------|---|-------|
| | | I | M | S | A | B | |
| ** <i>Myrcia sp. 2</i> | Araçá cereja | | x | x | x | x | 25 |
| ** <i>Myrtaceae 1</i> | Batinga | | | x | | x | 3 |
| <i>Myrtaceae 2</i> | Araçá goiaba | x | | | | x | 1 |
| ** <i>Psidium sp.</i> | Guamirim-açu | x | x | x | | x | 73 |
| ** <i>Psidium sp. 2</i> | Araçá | x | x | x | x | | 40 |
| NYCTAGINACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz | Maria-mole | | | x | x | | 2 |
| OPILIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Agonandra brasiliensis</i> Miers | Morceguinha | | x | x | x | | 5 |
| ORCHIDACEAE | | | | | | | |
| <i>Orquidea1</i> | Orquidea de chão | x | | | x | x | 22 |
| PALMAE | | | | | | | |
| ** <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman | Jerivá | x | x | x | x | x | 8 |
| PIPERACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Piper sp.</i> | Pau de junta | | | x | x | | 2 |
| POACEAE | | | | | | | |
| <i>Poacea 1</i> | Bambu-taboca | x | x | | x | x | 129 |
| <i>Poacea 2</i> | Capim | x | x | | x | x | 237 |
| <i>Poacea 3</i> | Capim bambuzinho | x | x | | x | | 265 |
| <i>Poacea 4</i> | Capim colônia | x | | | x | | 138 |
| <i>Poacea 5</i> | Bambu | x | x | | | x | 162 |
| <i>Poacea 6</i> | Navalha-de-macaco | x | x | | x | x | 92 |
| POLYGONACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Coccoloba mollis</i> Casar. | Pau oco | x | | x | x | | 10 |
| PORTULACEAE | | | | | | | |
| <i>Portulaceae</i> | Berdoega | x | | | x | | 3 |
| PROTEACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch | Catinga-de-barata | x | x | x | | x | 43 |
| RHAMNACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissk. | Saguaragui-amarelo | | x | x | x | | 7 |
| RUBIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Alibertia sessilis</i> Schum | Marmelo | x | x | x | x | x | 59 |
| ** <i>Amaioua guianensis</i> Aubl. | Falso marmelo | x | x | x | x | x | 406 |
| ** <i>Coussarea hydrangeaeifolia</i> (Benth.) Benth. & Hook. | Marmelinho branco | x | x | x | x | x | 493 |
| ** <i>Faramea cyanea</i> Müll. Arg. | Folha seca | x | x | x | x | x | 1395 |
| ** <i>Ixora gardneriana</i> Peenth. | Bacuparú | | | x | | x | 2 |

| FAMÍLIA/ESPÉCIES | NOME POPULAR | ESTRATO | | | HABITAT | | N°IND |
|---|-------------------------|---------|---|---|---------|---|-------|
| | | I | M | S | A | B | |
| <i>Palicourea marcgravii</i> St.-Hil. | Erva de rato | x | x | | x | x | 574 |
| ** <i>Psychotria</i> sp. 1 | Erva de rato crespa | x | x | x | x | x | 73 |
| ** <i>Psychotria</i> sp. 2 | Folha fina | x | x | x | | x | 1994 |
| ** <i>Randia armata</i> (Sw.)DC. | Espora de galo | x | x | x | x | | 137 |
| ** <i>Rubiaceae</i> 1 | Cabacinha do cerrado | | | x | x | | 1 |
| ** <i>Rubiaceae</i> 2 | Mandapuça-de-jacu | x | x | x | | x | 19 |
| <i>Rubiaceae</i> 3 | Falsa gabirola | x | x | | x | | 10 |
| <i>Rubiaceae</i> 4 | Erva-de-rato branca | x | x | | | x | 6 |
| <i>Rubiaceae</i> 5 | Erva-de-rato grauda | x | x | | | x | 43 |
| <i>Rubiaceae</i> 6 | Erva-de-rato folha fina | x | x | | | x | 1 |
| ** <i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth. | Marmelinho peludo | | x | x | x | x | 19 |
| RUTACEAE | | | | | | | |
| <i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart. | Canela de cutia | x | | | | x | 1 |
| ** <i>Helietta apiculata</i> Benth. | Falso-pau-marfim | | | x | x | | 2 |
| ** <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | Mamica de porca | | x | x | x | | 23 |
| ** <i>Zanthoxylum tingoassuba</i> A. St.-Hil. | Mamica de porca fl | | | x | x | | 14 |
| SAPINDACEAE | | | | | | | |
| <i>Talisia</i> sp. | Camboatá | x | | | | x | 2 |
| SAPOTACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Pouteria</i> sp. | Abil | x | x | x | x | | 32 |
| SOLANACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Cestrum latifolium</i> G.Don | Dama-de-cheiro | | x | x | x | | 5 |
| ** <i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil. | Fabulosa | x | x | x | x | | 35 |
| ** <i>Solanum</i> sp. | Chumbinho | x | x | x | x | | 48 |
| STYRACACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Styrax acuminatus</i> Pohl. | Cambrão | x | x | x | x | x | 46 |
| SYMPLOCACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Symplocaceae</i> 1 | Falsa-gabirola | x | x | x | x | | 3 |
| ** <i>Symplocos</i> sp. | Falsa-canela | x | x | x | | x | 5 |
| THYMELIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Daphnopsis fasciculata</i> Griseb. | Guatambú-de-sapo | x | x | x | x | x | 30 |
| TILIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Luehea divaricata</i> Mart. | Acoita-cavalo | x | x | x | x | | 10 |
| ** <i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc. | Açoita-cavalo-graudo | | | x | x | | 9 |
| VERBENACEAE | | | | | | | |
| <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham. | Tamanqueira | x | x | | x | | 2 |

| FAMÍLIA/ESPÉCIES | NOME POPULAR | ESTRATO | | | HABITAT | | N°IND |
|------------------------------------|----------------------|---------|---|---|---------|---|-------|
| | | I | M | S | A | B | |
| VOCHYSIACEAE | | | | | | | |
| ** <i>Qualea grandiflora</i> Mart. | Pau-terra-do-cerrado | x | | x | | x | 15 |
| ** <i>Qualea jundiahy</i> Warm. | Pau-terra-da-mata | | x | x | | x | 8 |
| ** <i>Vochysia tucanorum</i> Mart. | Cinzeiro | x | x | x | x | x | 38 |
| Espécies sem identificação | | | | | | | |
| | Fruta de ema | | x | | x | | 1 |
| | Grão de galo | | x | | x | | 1 |
| | Pata de vaca | x | | | | x | 1 |
| | Quaresmeira f b | | x | | | x | 2 |
| | Quaresmeira peluda | | x | | | x | 2 |
| | Quaresminha peluda | | x | | | x | 1 |
| | Samambaia | x | x | | x | x | 57 |
| | Samambaia trepadeira | x | | | x | | 1 |

Anexo 2: Ordenação, segundo índice de valor de importância –IVI, das espécies amostradas no estrato superior de regeneração ($\geq 1,30\text{m}$) do fragmento A. N – número de indivíduos; DA – densidade absoluta; DR – densidade relativa; FA – frequência absoluta; FR – frequência relativa; DoA – dominância absoluta; DoR – dominância relativa; VC – valor de cobertura; VC% valor de cobertura %; VI – valor de importância e VI% - valor de importância %.

| N | Nome Científico | N | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VC | VC (%) | VI | VI (%) |
|----|-----------------------------------|------|-------|-------|-----|------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|
| 1 | <i>Actinostemon communis</i> | 5291 | 10582 | 69,55 | 100 | 1,95 | 2,953 | 12,71 | 82,268 | 41,13 | 84,221 | 28,07 |
| 2 | <i>Pterodon ermaginatus</i> | 131 | 262 | 1,72 | 100 | 1,95 | 14,063 | 60,55 | 62,273 | 31,14 | 64,226 | 21,41 |
| 3 | <i>Coussarea hydrangeaeifolia</i> | 268 | 536 | 3,52 | 100 | 1,95 | 0,972 | 4,19 | 7,709 | 3,85 | 9,662 | 3,22 |
| 4 | <i>Xylopia aromatica</i> | 178 | 356 | 2,34 | 100 | 1,95 | 1,156 | 4,98 | 7,316 | 3,66 | 9,269 | 3,09 |
| 5 | <i>Myrcia sp.1</i> | 418 | 836 | 5,49 | 100 | 1,95 | 0,304 | 1,31 | 6,803 | 3,4 | 8,756 | 2,92 |
| 6 | <i>Ocotea pulchella</i> | 93 | 186 | 1,22 | 100 | 1,95 | 0,668 | 2,88 | 4,099 | 2,05 | 6,052 | 2,02 |
| 7 | <i>Eugenia sp.2</i> | 182 | 364 | 2,39 | 100 | 1,95 | 0,21 | 0,9 | 3,297 | 1,65 | 5,25 | 1,75 |
| 8 | <i>Siparuna guianensis</i> | 170 | 340 | 2,23 | 100 | 1,95 | 0,066 | 0,28 | 2,518 | 1,26 | 4,471 | 1,49 |
| 9 | <i>Casearia sylvestris</i> | 71 | 142 | 0,93 | 100 | 1,95 | 0,156 | 0,67 | 1,604 | 0,8 | 3,557 | 1,19 |
| 10 | <i>Lamanonia ternata</i> | 21 | 42 | 0,28 | 100 | 1,95 | 0,245 | 1,05 | 1,33 | 0,67 | 3,283 | 1,09 |
| 11 | <i>Protium heptaphyllum</i> | 39 | 78 | 0,51 | 100 | 1,95 | 0,128 | 0,55 | 1,065 | 0,53 | 3,018 | 1,01 |
| 12 | <i>Cordia sellowiana</i> | 67 | 134 | 0,88 | 100 | 1,95 | 0,014 | 0,06 | 0,942 | 0,47 | 2,895 | 0,96 |
| 13 | <i>Trichilia pallida</i> | 42 | 84 | 0,55 | 100 | 1,95 | 0,069 | 0,3 | 0,848 | 0,42 | 2,801 | 0,93 |
| 14 | <i>Rapanea gardneriana</i> | 54 | 108 | 0,71 | 100 | 1,95 | 0,03 | 0,13 | 0,838 | 0,42 | 2,791 | 0,93 |
| 15 | <i>Vochysia tucanorum</i> | 16 | 32 | 0,21 | 80 | 1,56 | 0,216 | 0,93 | 1,139 | 0,57 | 2,701 | 0,9 |
| 16 | <i>Alibertia sessilis</i> | 25 | 50 | 0,33 | 100 | 1,95 | 0,075 | 0,32 | 0,651 | 0,33 | 2,604 | 0,87 |
| 17 | <i>Erythroxylum deciduum</i> | 43 | 86 | 0,57 | 100 | 1,95 | 0,017 | 0,07 | 0,639 | 0,32 | 2,592 | 0,86 |
| 18 | <i>Cedrela fissilis</i> | 5 | 10 | 0,07 | 80 | 1,56 | 0,207 | 0,89 | 0,957 | 0,48 | 2,519 | 0,84 |
| 19 | <i>Copaifera langsdorffii</i> | 32 | 64 | 0,42 | 100 | 1,95 | 0,028 | 0,12 | 0,542 | 0,27 | 2,495 | 0,83 |
| 20 | <i>Solanum pseudoquina</i> | 14 | 28 | 0,18 | 100 | 1,95 | 0,078 | 0,34 | 0,52 | 0,26 | 2,473 | 0,82 |
| 21 | <i>Myrcia sp.2</i> | 23 | 46 | 0,3 | 100 | 1,95 | 0,042 | 0,18 | 0,484 | 0,24 | 2,437 | 0,81 |
| 22 | <i>Peltophorum dubium</i> | 2 | 4 | 0,03 | 40 | 0,78 | 0,37 | 1,59 | 1,619 | 0,81 | 2,4 | 0,8 |
| 23 | <i>Solanum sp.</i> | 33 | 66 | 0,43 | 100 | 1,95 | 0,002 | 0,01 | 0,444 | 0,22 | 2,397 | 0,8 |
| 24 | <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> | 26 | 52 | 0,34 | 100 | 1,95 | 0,019 | 0,08 | 0,422 | 0,21 | 2,375 | 0,79 |
| 25 | <i>Randia armata</i> | 25 | 50 | 0,33 | 100 | 1,95 | 0,01 | 0,04 | 0,371 | 0,19 | 2,324 | 0,77 |
| 26 | <i>Gochmatia polymorpha</i> | 19 | 38 | 0,25 | 80 | 1,56 | 0,112 | 0,48 | 0,731 | 0,37 | 2,294 | 0,76 |
| 27 | <i>Copaifera sp.</i> | 11 | 22 | 0,14 | 100 | 1,95 | 0,042 | 0,18 | 0,327 | 0,16 | 2,28 | 0,76 |
| 28 | <i>Styrax acuminatus</i> | 18 | 36 | 0,24 | 100 | 1,95 | 0,021 | 0,09 | 0,327 | 0,16 | 2,28 | 0,76 |
| 29 | <i>Eugenia sp.4</i> | 16 | 32 | 0,21 | 100 | 1,95 | 0,025 | 0,11 | 0,316 | 0,16 | 2,27 | 0,76 |
| 30 | <i>Luchea divaricata</i> | 10 | 20 | 0,13 | 80 | 1,56 | 0,123 | 0,53 | 0,661 | 0,33 | 2,224 | 0,74 |
| 31 | <i>Byrsonia intermedia</i> | 17 | 34 | 0,22 | 100 | 1,95 | 0,01 | 0,04 | 0,265 | 0,13 | 2,218 | 0,74 |
| 32 | <i>Eugenia sp.5</i> | 19 | 38 | 0,25 | 80 | 1,56 | 0,019 | 0,08 | 0,332 | 0,17 | 1,895 | 0,63 |
| 33 | <i>Psidium sp.2</i> | 20 | 40 | 0,26 | 80 | 1,56 | 0,006 | 0,03 | 0,291 | 0,15 | 1,853 | 0,62 |
| 34 | <i>Myrcia sp.</i> | 16 | 32 | 0,21 | 80 | 1,56 | 0,017 | 0,07 | 0,284 | 0,14 | 1,846 | 0,62 |
| 35 | <i>Amaioua guaianensis</i> | 15 | 30 | 0,2 | 80 | 1,56 | 0,016 | 0,07 | 0,265 | 0,13 | 1,828 | 0,61 |
| 36 | <i>Miconia sp.1</i> | 15 | 30 | 0,2 | 80 | 1,56 | 0,004 | 0,02 | 0,216 | 0,11 | 1,778 | 0,59 |
| 37 | <i>Guarea macrophylla</i> | 12 | 24 | 0,16 | 80 | 1,56 | 0,006 | 0,02 | 0,182 | 0,09 | 1,744 | 0,58 |
| 38 | <i>Xylosma sp.</i> | 10 | 20 | 0,13 | 80 | 1,56 | 0,011 | 0,05 | 0,18 | 0,09 | 1,743 | 0,58 |
| 39 | <i>Miconia sp.</i> | 13 | 26 | 0,17 | 80 | 1,56 | 0,001 | 0 | 0,174 | 0,09 | 1,737 | 0,58 |
| 40 | <i>Terminalia brasiliensis</i> | 10 | 20 | 0,13 | 80 | 1,56 | 0,009 | 0,04 | 0,172 | 0,09 | 1,734 | 0,58 |
| 41 | <i>Machaerium brasiliensis</i> | 6 | 12 | 0,08 | 80 | 1,56 | 0,011 | 0,05 | 0,125 | 0,06 | 1,688 | 0,56 |
| 42 | <i>Rudgea viburnoides</i> | 7 | 14 | 0,09 | 80 | 1,56 | 0,003 | 0,01 | 0,105 | 0,05 | 1,667 | 0,56 |
| 43 | <i>Cordia trichotona</i> | 4 | 8 | 0,05 | 60 | 1,17 | 0,076 | 0,33 | 0,38 | 0,19 | 1,552 | 0,52 |
| 44 | <i>Faramea cyanea</i> | 9 | 18 | 0,12 | 60 | 1,17 | 0,049 | 0,21 | 0,328 | 0,16 | 1,5 | 0,5 |
| 45 | <i>Coccoloba mollis</i> | 8 | 16 | 0,11 | 60 | 1,17 | 0,046 | 0,2 | 0,304 | 0,15 | 1,476 | 0,49 |
| 46 | <i>Lauracea 3</i> | 5 | 10 | 0,07 | 60 | 1,17 | 0,042 | 0,18 | 0,247 | 0,12 | 1,419 | 0,47 |

| | | | | | | | | | | | | |
|----|---------------------------------------|------|-------|------|------|------|--------|------|-------|------|-------|------|
| 47 | <i>Zanthoxylum tingoassuiba</i> | 4 | 8 | 0,05 | 60 | 1,17 | 0,016 | 0,07 | 0,122 | 0,06 | 1,294 | 0,43 |
| 48 | <i>Platypodium elegans</i> | 6 | 12 | 0,08 | 40 | 0,78 | 0,094 | 0,41 | 0,485 | 0,24 | 1,266 | 0,42 |
| 49 | <i>Rhammidium elaeocarpum</i> | 5 | 10 | 0,07 | 60 | 1,17 | 0,005 | 0,02 | 0,089 | 0,04 | 1,261 | 0,42 |
| 50 | <i>Psychotria sp.1</i> | 4 | 8 | 0,05 | 60 | 1,17 | 0 | 0 | 0,054 | 0,03 | 1,226 | 0,41 |
| 51 | <i>Eugenia sp.</i> | 3 | 6 | 0,04 | 60 | 1,17 | 0,002 | 0,01 | 0,049 | 0,02 | 1,221 | 0,41 |
| 52 | <i>Tapirira guianensis</i> | 3 | 6 | 0,04 | 60 | 1,17 | 0,002 | 0,01 | 0,048 | 0,02 | 1,22 | 0,41 |
| 53 | <i>Lauracea 4</i> | 4 | 8 | 0,05 | 20 | 0,39 | 0,148 | 0,64 | 0,69 | 0,35 | 1,081 | 0,36 |
| 54 | <i>Nectandra rigida</i> | 7 | 14 | 0,09 | 40 | 0,78 | 0,037 | 0,16 | 0,25 | 0,12 | 1,031 | 0,34 |
| 55 | <i>Ficus sp.</i> | 3 | 6 | 0,04 | 40 | 0,78 | 0,032 | 0,14 | 0,177 | 0,09 | 0,958 | 0,32 |
| 56 | <i>Pera glabrata</i> | 6 | 12 | 0,08 | 40 | 0,78 | 0,013 | 0,06 | 0,136 | 0,07 | 0,917 | 0,31 |
| 57 | <i>Helietta apiculata</i> | 2 | 4 | 0,03 | 40 | 0,78 | 0,008 | 0,03 | 0,061 | 0,03 | 0,842 | 0,28 |
| 58 | <i>Stryphnodendron adstringens</i> | 3 | 6 | 0,04 | 40 | 0,78 | 0,001 | 0 | 0,043 | 0,02 | 0,824 | 0,27 |
| 59 | <i>Piper sp.</i> | 2 | 4 | 0,03 | 40 | 0,78 | 0,002 | 0,01 | 0,037 | 0,02 | 0,818 | 0,27 |
| 60 | <i>Hybiscus sp.</i> | 2 | 4 | 0,03 | 40 | 0,78 | 0,001 | 0 | 0,029 | 0,01 | 0,81 | 0,27 |
| 61 | <i>Guapira opposita</i> | 2 | 4 | 0,03 | 40 | 0,78 | 0 | 0 | 0,027 | 0,01 | 0,808 | 0,27 |
| 62 | <i>Lauracea 1</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0,043 | 0,19 | 0,2 | 0,1 | 0,59 | 0,2 |
| 63 | <i>Zeyheria tuberculosa</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0,025 | 0,11 | 0,119 | 0,06 | 0,509 | 0,17 |
| 64 | <i>Luehea grandiflora</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0,019 | 0,08 | 0,093 | 0,05 | 0,484 | 0,16 |
| 65 | <i>Agonandra brasiliensis</i> | 3 | 6 | 0,04 | 20 | 0,39 | 0,01 | 0,04 | 0,082 | 0,04 | 0,472 | 0,16 |
| 66 | <i>Machaerium aculeatum</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0,01 | 0,04 | 0,054 | 0,03 | 0,445 | 0,15 |
| 67 | <i>Ormosia arborea</i> | 2 | 4 | 0,03 | 20 | 0,39 | 0,003 | 0,01 | 0,037 | 0,02 | 0,428 | 0,14 |
| 68 | <i>Acacia polyphylla</i> | 2 | 4 | 0,03 | 20 | 0,39 | 0,001 | 0 | 0,029 | 0,01 | 0,42 | 0,14 |
| 69 | <i>Machaerium stipitatum</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0,004 | 0,02 | 0,029 | 0,01 | 0,419 | 0,14 |
| 70 | <i>Senna</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0,001 | 0,01 | 0,019 | 0,01 | 0,409 | 0,14 |
| 71 | <i>Lauracea 2</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0,001 | 0 | 0,017 | 0,01 | 0,408 | 0,14 |
| 72 | <i>Rapanea ferruginea</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0 | 0 | 0,015 | 0,01 | 0,406 | 0,14 |
| 73 | <i>Daphnopsis fasciculata</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0,001 | 0 | 0,016 | 0,01 | 0,406 | 0,14 |
| 74 | <i>Alchornea glandulosa</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0 | 0 | 0,015 | 0,01 | 0,406 | 0,14 |
| 75 | <i>Rubiácea 1</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0 | 0 | 0,014 | 0,01 | 0,405 | 0,13 |
| 76 | <i>Rapanea sp.</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0 | 0 | 0,015 | 0,01 | 0,405 | 0,14 |
| 77 | <i>Cestrum latifolium</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0 | 0 | 0,014 | 0,01 | 0,404 | 0,13 |
| 78 | <i>Symplocaceae 1</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0 | 0 | 0,013 | 0,01 | 0,404 | 0,13 |
| 79 | <i>Tabernaemontana fuchsiaeifolia</i> | 1 | 2 | 0,01 | 20 | 0,39 | 0 | 0 | 0,013 | 0,01 | 0,404 | 0,13 |
| | | 7607 | 15214 | 100 | 5120 | 100 | 23,225 | 100 | 200 | 100 | 300 | 100 |

Anexo 3: Ordenação, segundo índice de valor de importância – IVI, das espécies amostradas no estrato superior de regeneração ($\geq 1,30\text{m}$) do fragmento B. N – número de indivíduos; DA – densidade absoluta; DR – densidade relativa; FA – frequência absoluta; FR – frequência relativa; DoA – dominância absoluta; DoR – dominância relativa; VC – valor de cobertura; VC% valor de cobertura %; VI – valor de importância e VI% - valor de importância %.

| N | Nome Científico | N | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VC | VC (%) | VI | VI (%) |
|----|-----------------------------------|------|------|-------|-----|------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|
| 1 | <i>Faramea cyanea</i> | 1081 | 2162 | 31,32 | 100 | 2,53 | 4,174 | 19,15 | 50,476 | 25,24 | 53,001 | 17,67 |
| 2 | <i>Amaioua guaianensis</i> | 383 | 766 | 11,1 | 100 | 2,53 | 1,946 | 8,93 | 20,028 | 10,01 | 22,554 | 7,52 |
| 3 | <i>Copaifera langsdorffii</i> | 119 | 238 | 3,45 | 100 | 2,53 | 2,688 | 12,33 | 15,783 | 7,89 | 18,308 | 6,1 |
| 4 | <i>Ocotea pulchella</i> | 113 | 226 | 3,27 | 100 | 2,53 | 2,674 | 12,27 | 15,543 | 7,77 | 18,068 | 6,02 |
| 5 | <i>Psychotria sp.2</i> | 526 | 1052 | 15,24 | 100 | 2,53 | 0,047 | 0,22 | 15,457 | 7,73 | 17,983 | 5,99 |
| 6 | <i>Siparuna guianensis.</i> | 292 | 584 | 8,46 | 100 | 2,53 | 0,076 | 0,35 | 8,808 | 4,4 | 11,334 | 3,78 |
| 7 | <i>Copaifera sp.</i> | 64 | 128 | 1,85 | 100 | 2,53 | 1,407 | 6,46 | 8,31 | 4,15 | 10,835 | 3,61 |
| 8 | <i>Rapanea ferruginea</i> | 130 | 260 | 3,77 | 100 | 2,53 | 0,989 | 4,54 | 8,305 | 4,15 | 10,83 | 3,61 |
| 9 | <i>Pera glabrata</i> | 57 | 114 | 1,65 | 100 | 2,53 | 1,208 | 5,54 | 7,196 | 3,6 | 9,721 | 3,24 |
| 10 | <i>Xylopia aromatica</i> | 71 | 142 | 2,06 | 100 | 2,53 | 0,947 | 4,34 | 6,401 | 3,2 | 8,927 | 2,98 |
| 11 | <i>Protium heptaplyllum</i> | 77 | 154 | 2,23 | 100 | 2,53 | 0,716 | 3,28 | 5,516 | 2,76 | 8,041 | 2,68 |
| 12 | <i>Lamanonia ternata</i> | 23 | 46 | 0,67 | 100 | 2,53 | 1,02 | 4,68 | 5,346 | 2,67 | 7,871 | 2,62 |
| 13 | <i>Terminalia brasiliensis</i> | 34 | 68 | 0,99 | 100 | 2,53 | 0,778 | 3,57 | 4,555 | 2,28 | 7,08 | 2,36 |
| 14 | <i>Qualea grandiflora</i> | 15 | 30 | 0,43 | 80 | 2,02 | 0,903 | 4,14 | 4,579 | 2,29 | 6,599 | 2,2 |
| 15 | <i>Eugenia sp.3</i> | 68 | 136 | 1,97 | 100 | 2,53 | 0,339 | 1,55 | 3,525 | 1,76 | 6,05 | 2,02 |
| 16 | <i>Terminalia argenta</i> | 16 | 32 | 0,46 | 100 | 2,53 | 0,559 | 2,57 | 3,029 | 1,51 | 5,554 | 1,85 |
| 17 | <i>Maprounea sp.</i> | 70 | 140 | 2,03 | 100 | 2,53 | 0,115 | 0,53 | 2,556 | 1,28 | 5,081 | 1,69 |
| 18 | <i>Coussarea hydrangeaeifolia</i> | 38 | 76 | 1,1 | 100 | 2,53 | 0,129 | 0,59 | 1,692 | 0,85 | 4,217 | 1,41 |
| 19 | <i>Eugenia sp.2</i> | 32 | 64 | 0,93 | 100 | 2,53 | 0,078 | 0,36 | 1,284 | 0,64 | 3,809 | 1,27 |
| 20 | <i>Tapirira guianensis</i> | 11 | 22 | 0,32 | 100 | 2,53 | 0,172 | 0,79 | 1,106 | 0,55 | 3,632 | 1,21 |
| 21 | <i>Psidium sp.</i> | 26 | 52 | 0,75 | 100 | 2,53 | 0,069 | 0,32 | 1,069 | 0,53 | 3,594 | 1,2 |
| 22 | <i>Daphnopsis fasciculata</i> | 18 | 36 | 0,52 | 100 | 2,53 | 0,035 | 0,16 | 0,68 | 0,34 | 3,205 | 1,07 |
| 23 | <i>Miconia sp.3</i> | 18 | 36 | 0,52 | 100 | 2,53 | 0,001 | 0 | 0,525 | 0,26 | 3,05 | 1,02 |
| 24 | <i>Myrcia sp.</i> | 14 | 28 | 0,41 | 100 | 2,53 | 0,011 | 0,05 | 0,454 | 0,23 | 2,979 | 0,99 |
| 25 | <i>Myrcia sp.1</i> | 16 | 32 | 0,46 | 80 | 2,02 | 0,017 | 0,08 | 0,543 | 0,27 | 2,564 | 0,85 |
| 26 | <i>Calyptanthes</i> | 14 | 28 | 0,41 | 80 | 2,02 | 0,019 | 0,09 | 0,492 | 0,25 | 2,512 | 0,84 |
| 27 | <i>Styrax acuminatus</i> | 5 | 10 | 0,14 | 60 | 1,52 | 0,172 | 0,79 | 0,934 | 0,47 | 2,45 | 0,82 |
| 28 | <i>Miconia sp.1</i> | 14 | 28 | 0,41 | 80 | 2,02 | 0,002 | 0,01 | 0,416 | 0,21 | 2,436 | 0,81 |
| 29 | <i>Rubiaceae 2</i> | 14 | 28 | 0,41 | 80 | 2,02 | 0,002 | 0,01 | 0,413 | 0,21 | 2,433 | 0,81 |
| 30 | <i>Alibertia sessilis</i> | 6 | 12 | 0,17 | 80 | 2,02 | 0,011 | 0,05 | 0,224 | 0,11 | 2,244 | 0,75 |
| 31 | <i>Miconia sp.4</i> | 7 | 14 | 0,2 | 80 | 2,02 | 0,003 | 0,02 | 0,219 | 0,11 | 2,239 | 0,75 |
| 32 | <i>Eugenia sp.4</i> | 7 | 14 | 0,2 | 80 | 2,02 | 0,002 | 0,01 | 0,214 | 0,11 | 2,234 | 0,74 |
| 33 | <i>Machaerium brasiliensis</i> | 7 | 14 | 0,2 | 80 | 2,02 | 0,002 | 0,01 | 0,212 | 0,11 | 2,232 | 0,74 |
| 34 | <i>Pterodon emarginatus</i> | 5 | 10 | 0,14 | 40 | 1,01 | 0,115 | 0,53 | 0,674 | 0,34 | 1,684 | 0,56 |
| 35 | <i>Qualea jundiahy</i> | 5 | 10 | 0,14 | 40 | 1,01 | 0,11 | 0,5 | 0,648 | 0,32 | 1,659 | 0,55 |
| 36 | <i>Didymopanax morototoni</i> | 3 | 6 | 0,09 | 60 | 1,52 | 0,002 | 0,01 | 0,095 | 0,05 | 1,611 | 0,54 |
| 37 | <i>Xylopia brasiliensis</i> | 3 | 6 | 0,09 | 60 | 1,52 | 0 | 0 | 0,088 | 0,04 | 1,603 | 0,53 |
| 38 | <i>Roupala brasiliensis</i> | 5 | 10 | 0,14 | 40 | 1,01 | 0,065 | 0,3 | 0,443 | 0,22 | 1,454 | 0,48 |
| 39 | <i>Miconia sp.2</i> | 3 | 6 | 0,09 | 40 | 1,01 | 0,022 | 0,1 | 0,189 | 0,09 | 1,2 | 0,4 |
| 40 | <i>Xylosma sp.</i> | 2 | 4 | 0,06 | 40 | 1,01 | 0,02 | 0,09 | 0,15 | 0,07 | 1,16 | 0,39 |
| 41 | <i>Byrsonia intermedia</i> | 2 | 4 | 0,06 | 40 | 1,01 | 0,017 | 0,08 | 0,137 | 0,07 | 1,147 | 0,38 |
| 42 | <i>Myrtaceae 1</i> | 3 | 6 | 0,09 | 40 | 1,01 | 0,005 | 0,02 | 0,108 | 0,05 | 1,118 | 0,37 |
| 43 | <i>Miconia sp.</i> | 3 | 6 | 0,09 | 40 | 1,01 | 0 | 0 | 0,088 | 0,04 | 1,098 | 0,37 |
| 44 | <i>Cordia sellowiana</i> | 2 | 4 | 0,06 | 40 | 1,01 | 0 | 0 | 0,059 | 0,03 | 1,069 | 0,36 |
| 45 | <i>Erythroxylum deciduum</i> | 2 | 4 | 0,06 | 40 | 1,01 | 0 | 0 | 0,059 | 0,03 | 1,069 | 0,36 |
| 46 | <i>Vochysia tucanorum</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0,047 | 0,22 | 0,245 | 0,12 | 0,75 | 0,25 |
| 47 | <i>Aparisthium sp.</i> | 6 | 12 | 0,17 | 20 | 0,51 | 0,008 | 0,04 | 0,213 | 0,11 | 0,718 | 0,24 |
| 48 | <i>Bowdichia virgilioides</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0,025 | 0,12 | 0,145 | 0,07 | 0,65 | 0,22 |

| | | | | | | | | | | | | |
|----|------------------------------|------|------|------|------|------|--------|------|-------|------|-------|------|
| 49 | <i>Syagrus romanzoffiana</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0,014 | 0,06 | 0,091 | 0,05 | 0,596 | 0,2 |
| 50 | <i>Miconia sp.5</i> | 3 | 6 | 0,09 | 20 | 0,51 | 0 | 0 | 0,088 | 0,04 | 0,593 | 0,2 |
| 51 | <i>Symplocos sp.</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0,01 | 0,04 | 0,073 | 0,04 | 0,578 | 0,19 |
| 52 | <i>Machaerium stipitatum</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0,009 | 0,04 | 0,072 | 0,04 | 0,577 | 0,19 |
| 53 | <i>Ixora gardneriana</i> | 2 | 4 | 0,06 | 20 | 0,51 | 0,002 | 0,01 | 0,067 | 0,03 | 0,572 | 0,19 |
| 54 | <i>Eriotheca gracilipes</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0,007 | 0,03 | 0,059 | 0,03 | 0,564 | 0,19 |
| 55 | <i>Croton floribundus</i> | 2 | 4 | 0,06 | 20 | 0,51 | 0 | 0 | 0,059 | 0,03 | 0,564 | 0,19 |
| 56 | <i>Maytenus q. robusta</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0,003 | 0,01 | 0,041 | 0,02 | 0,546 | 0,18 |
| 57 | <i>Rudgea viburnoides</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0,002 | 0,01 | 0,04 | 0,02 | 0,545 | 0,18 |
| 58 | <i>Ormosia arborea</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0,001 | 0 | 0,031 | 0,02 | 0,536 | 0,18 |
| 59 | <i>Psychotria sp.1</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0 | 0 | 0,03 | 0,01 | 0,535 | 0,18 |
| 60 | <i>Andira anthelmia</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0 | 0 | 0,029 | 0,01 | 0,534 | 0,18 |
| 61 | <i>Myrcia sp.2</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0 | 0 | 0,029 | 0,01 | 0,534 | 0,18 |
| 62 | <i>Actinostemon communis</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0 | 0 | 0,029 | 0,01 | 0,534 | 0,18 |
| 63 | <i>Rapanea gardneriana</i> | 1 | 2 | 0,03 | 20 | 0,51 | 0 | 0 | 0,029 | 0,01 | 0,534 | 0,18 |
| | | 3451 | 6902 | 100 | 3960 | 100 | 21,793 | 100 | 200 | 100 | 300 | 100 |