



DISSERTAÇÃO

ASSOCIAÇÕES ENTRE SOLOS E
REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO
NATIVA EM CAMPINAS, SP

IVAN CARLOS DE MORAES FERREIRA

Campinas, SP
2007

INSTITUTO AGRONÔMICO
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA
TROPICAL E SUBTROPICAL

ASSOCIAÇÕES ENTRE SOLOS E REMANESCENTES
DE VEGETAÇÃO NATIVA EM CAMPINAS, SP

IVAN CARLOS DE MORAES FERREIRA

Orientador: Ricardo Marques Coelho
Co-Orientadora: Roseli Buzanelli Torres

Dissertação submetida como
requisito parcial para obtenção do
grau de **Mestre** em Agricultura
Tropical e Subtropical Área de
Concentração em Gestão de
Recursos Agroambientais

Campinas, SP
Abril 2007



SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA
DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO AGRONÔMICO
Pós-Graduação
Av. Barão de Itapura 1481 Caixa Postal 28
13001-970 Campinas, SP - Brasil
(019) 3231-5422 ramal 194
pgiac@iac.sp.gov.br



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO
PÓS-GRADUAÇÃO
AGRICULTURA TROPICAL E SUBTROPICAL

**TÍTULO: Associações entre solos e remanescentes de vegetação nativa em
Campinas, SP**

Aluno(a): **Ivan Carlos de Moraes Ferreira**
Processo SAA nº. **12037/05**

Orientador(a): **Ricardo Marques Coelho**

Aprovado pela Banca Examinadora:

Dr.(a) Ricardo Marques Coelho - IAC

Dr.(a) Isabella Clerice De Maria - IAC

Dr.(a) George John Shepherd - UNICAMP

Campinas, 26 de abril de 2007

Visto:

Ana Maria M. A. Lagoa
Coordenadora
Pós-Graduação-Instituto Agrônomo

Ficha elaborada pela bibliotecária do Núcleo de Informação e Documentação do Instituto Agronômico

F383a Ferreira, Ivan Carlos de Moraes
Associações entre solos e remanescentes de vegetação nativa em
Campinas /Ivan Carlos de Moraes Ferreira. Campinas, 2007.
107 fls

Orientador: Ricardo Marques Coelho
Co-orientadora: Roseli Buzanelli Torres
Dissertação (Mestrado) Agricultura Tropical e Subtropical
Instituto Agronômico

1. Solos e remanescentes - Campinas I. Coelho, Ricardo
Marques
II. Torres, Roseli Buzanelli III. Campinas. Instituto Agronômico
IV. Título

CDD. 631.45

A Deus que deve sempre estar em primeiro lugar;

Aos meus amados pais, Israel e Rita

Exemplos de vida para mim.

DEDICO

A Maria Cristina cujo amor,
dedicação e paciência foram imprescindíveis;
e para a linda Gabrielli, muito amada e esperada.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

- Ao pesquisador, orientador e amigo Dr. Ricardo Marques Coelho, pela dedicação, paciência e brilhante orientação com ensinamentos importantes no curso e na minha vida profissional;
- A pesquisadora e co-orientadora Dra Roseli Buzanelli Torres, por seu grande auxílio, atenção e orientação ao longo do percurso desse trabalho;
- A pesquisadora Dra. Isabella Clerice De Maria, pela colaboração valiosa como membro de banca, contribuindo com inúmeras e indispensáveis recomendações na revisão deste trabalho;
- Ao pesquisador Dr. George John Shepherd (UNICAMP) por sua brilhante participação da banca, trazendo indispensáveis contribuições na revisão deste trabalho;
- Ao pesquisador Dr Luis Carlos Bernacci pelo grande auxílio e cooperação com a identificação botânica e tratamento estatístico, ao longo do desenvolvimento deste trabalho;
- Ao pesquisador, geógrafo, Samuel Fernando Adami pelo auxílio e participação no geoprocessamento e na análise de dados antrópicos;
- A Bióloga Luciana Y. Uehara pelo valioso auxílio nos tratamentos estatísticos;
- Aos pesquisadores Michele de Sá Dechoum e Thiago Borges Conforti, pela importante participação, auxiliando no campo e em laboratório na classificação e coleta da vegetação;
- As estagiárias Analice Salina Espeleta, Ana Cristina Lorandi e Ariane Saldanha de Oliveira, pelo apoio no campo e no laboratório na coleta e preparação dos dados da vegetação;
- Aos funcionários da Prefeitura Municipal de Campinas Aparecido Simão, Eduardo Luis João e Enoque Gonçalves de Lima, pelo auxílio indispensável nos trabalhos de campo;
- Ao estagiário Leandro Alves de Sousa, por sua indispensável participação em campo e em laboratório na coleta, preparação de amostras e classificação do solo;
- Aos estagiários Gabriel W. Guadalupe e Renato Lemos e Silva, pelo apoio em campo na coleta e classificação dos solos;
- Aos professores da área de concentração em Gestão de Recursos Agroambientais da PG-IAC, pelos ensinamentos constantes transmitidos;
- Aos funcionários da PG-IAC, pelo auxílio e cooperação no decorrer do curso;

- A Fapesp, pelo apoio financeiro para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.
- Aos meus pais Israel Batista Ferreira e Rita de Cássia de Moraes Ferreira, pelo apoio e pelo grande e permanente incentivo durante o desenvolvimento deste trabalho;
- A minha maravilhosa e paciente esposa Maria Cristina da Costa Ferreira, pelo companheirismo, amor e incentivo;
- A minha filha Gabrielli Costa de Moraes Ferreira, cuja simples existência já me estimula sempre a continuar;
- A todos que colaboraram direta ou indiretamente para a realização e finalização deste trabalho.

SUMÁRIO

ÍNDICE DE TABELAS.....	VIII
ÍNDICE DE FIGURAS.....	X
RESUMO.....	XII
ABSTRACT.....	XIV
1 INTRODUÇÃO.....	01
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	03
2.1 Histórico da região.....	03
2.2 Solos.....	06
2.2.1 Fertilidade do solo.....	07
2.2.2 Atributos físicos do solo.....	08
2.2.3 Disponibilidade de água.....	09
2.2.4 Solos e formações vegetais.....	11
2.3 Vegetação.....	14
2.3.1 Teorias de formação do cerrado.....	14
2.3.2 Fatores de diferenciação da vegetação.....	16
2.3.3 Influência do tamanho dos fragmentos na vegetação.....	20
2.3.4 Sistemas de amostragens.....	21
2.4 Influência Antrópica.....	22
2.5. Tratamentos estatísticos para relações ecológicas.....	25
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
3.2 Fragmentos de vegetação nativa estudados.....	31
3.3 Solo.....	33
3.3.1 Atividades de campo e coleta de materiais.....	33
3.3.2 Análise do Solo.....	33
3.4 Vegetação.....	34
3.5 Água do solo.....	35
3.6 Influência Antrópica.....	36
3.7 Estatística.....	37
3.7.1 Seleção do método.....	37
3.7.2 Organização e preparação dos dados.....	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
4.1. Tipos de solos.....	40
4.1.1. Granulometria.....	43
4.1.2. Química e fertilidade do solo.....	45
4.2 Retenção de água do solo.....	50
4.3. Vegetação.....	57
4.4 Influência Antrópica.....	74
4.5 Parâmetros estatísticos indicadores da relação solo-vegetação.....	78
4.6 Relação da influência antrópica com a distribuição dos fragmentos.....	90
5. CONCLUSÕES.....	93
6 REFERÊNCIAS.....	94

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 -	Fragmentos estudados, localização (UTM em metros) e classificação da vegetação, e do solo, na região de Campinas, SP.....	41
Tabela 2 -	Fragmentos remanescentes de vegetação nativa não estudados da bacia do ribeirão das Anhumas (Campinas, SP), localização (UTM em metros), classificação da vegetação, e os seu impedimentos de estudo.....	43
Tabela 3 -	Granulometria do solo dos remanescentes de vegetação nativa da região de Campinas, SP.....	44
Tabela 4 -	Atributos químicos do horizonte A do solo dos remanescentes de vegetação nativa da região de Campinas, SP.....	46
Tabela 5 -	Atributos químicos do horizonte B do solo dos remanescentes de vegetação nativa da região de Campinas, SP.....	48
Tabela 6 -	Análises físico-hídricas do horizonte A do solo dos remanescentes de vegetação nativa da região de Campinas, SP.....	51
Tabela 7 -	Análises físico-hídricas do horizonte B do solo dos remanescentes de vegetação nativa da região de Campinas, SP.....	53
Tabela 8 -	Espécies arbóreas amostradas em 28 fragmentos de vegetação nativa da região de Campinas, SP. Id= N° de indivíduos amostrados; (Fr)= N° de fragmentos em que a espécie ocorre; D.M.= densidade média nos fragmentos em que a espécie ocorre	59
Tabela 9 -	Número e porcentagem de indivíduos das famílias mais abundantes de 28 fragmentos de vegetação nativa da região de Campinas, SP.....	66
Tabela 10 -	Espécies mais freqüentes nos 28 fragmentos de vegetação nativa remanescente da região de Campinas, SP.....	67
Tabela 11 -	Abundância de espécies arbóreas em 28 fragmentos de vegetação nativa da região de Campinas, SP.....	69
Tabela 12 -	Resumo dos dados analíticos do estrato arbóreo da vegetação nativa de 28 fragmentos da região de Campinas, SP. H´ = Índice de diversidade de Shanom; n= número de espécies amostradas; diâmetro médio; altura média; densidade e dominância.....	71
Tabela 13 -	Indicadores de influência antrópica para 28 fragmentos de vegetação nativa da região de Campinas, SP.....	76

Tabela 14 -	Variáveis preliminares da CCA (35) divididas em horizonte A e B e suas correlações com os eixos de vetores de autovalores 1 e 2.....	79
Tabela 15 -	Variáveis selecionadas para CCA e suas correlações com os eixos 1 e 2. A) resultados para todos os 28 fragmentos. B) resultados sem considerar o fragmento Viracopos (25Vira).....	84
Tabela 16 -	Lista das espécies selecionadas dos 28 fragmentos da região de Campinas, SP, que participaram da CCA, suas abreviações e correlações com os eixos 1 e 2.....	89
Tabela 17 -	Variáveis antrópicas dos fragmentos de vegetação nativa da região de Campinas, SP, selecionadas para CCA, e suas correlações com os eixos 1 e 2.....	90

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 -	Localização da bacia do ribeirão das Anhumas no estado de São Paulo.....	28
Figura 2 -	Bacia hidrográfica do ribeirão das Anhumas no município de Campinas, em imagem composta das bandas 3, 4 e 5 do satélite Landsat-TM 5, de 1997 (Torres et al., 2006).....	29
Figura 3 -	Fragmentos de vegetação nativa da bacia do Anhumas onde foi realizado parte do estudo da associação solo-vegetação.....	32
Figura 4 -	Curva de retenção de água do solo dos fragmentos de mata estacional semidecidual. Horizontes A e B dos fragmentos com argissolos da região de Campinas, SP. Símbolo: valor medido; linha contínua: curva ajustada pelo modelo de GENUCHTEN (1980).....	55
Figura 5 -	Curva de retenção de água do solo dos fragmentos de mata estacional semidecidual dos horizontes A e B dos fragmentos com latossolos e outros solos, da região de Campinas, SP. Símbolo: valor medido; linha contínua: curva ajustada pelo modelo de GENUCHTEN (1980).....	56
Figura 6 -	Curva de retenção de água do solo dos fragmentos de cerrado e de transição dos horizontes A e B da região de Campinas, SP. Símbolo: valor medido; linha contínua: curva ajustada pelo modelo de GENUCHTEN (1980).....	57
Figura 7 -	Dendrograma baseado na presença e ausência de espécies de 28 fragmentos do município de Campinas, SP, elaborado pelo método de Jaccard, com média de grupo (UPGMA).....	71
Figura 8 -	Análise de coordenadas principais para o método de Jaccard baseado na presença e ausência de espécies de 28 fragmentos do município de Campinas, SP.....	72
Figura 9 -	Dendrograma baseado na densidade de espécies de 28 fragmentos do município de Campinas, SP, elaborado pelo método Bray-Curtis, com média de grupo (UPGMA).....	73
Figura 10 -	Análise de coordenadas principais para o método de Bray-curtis baseado na densidade de espécies de 28 fragmentos do município de Campinas, SP.	74
Figura 11 -	Análise de correspondência canônica dos fragmentos de vegetação nativa de Campinas, SP (identificados pelos números da tabela 1), relacionando as 13 variáveis ambientais (apresentadas na tabela 15) diferenciadas por horizonte A (-A) e horizonte B (-B).....	81

- Figura 12 - Análise de correspondência canônica das espécies de maior densidade (identificadas pelos números da tabela 16) com as variáveis ambientais dos fragmentos de vegetação nativa de Campinas, SP, relacionando as 13 variáveis ambientais (apresentadas na tabela 15) diferenciadas por horizonte A (-A) e horizonte B (-B)..... 88
- Figura 13 - Resultados da relação das variáveis antrópicas com a vegetação dos 28 fragmentos de vegetação nativa da região de Campinas, SP com ênfase nos fragmentos. Abreviações dos fragmentos apresentada na tabela 1..... 92

FERREIRA, Ivan Carlos de Moraes. **Associações entre solos e remanescentes de vegetação nativa em Campinas, SP.** Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental na Agricultura) – Pós-Graduação – IAC.

RESUMO

O desenvolvimento da cidade de Campinas, SP, promoveu alterações nos ecossistemas de vegetação nativa, hoje bastante fragmentada. As fisionomias de mata e cerrado na região ocorrem em ambientes similares, com diferenciação entre elas possivelmente promovidas por questões edáficas de natureza química, mais conhecida, e físico-hídrica. Para recuperação da vegetação nativa faz-se necessário compreender os fatores que levam à ocorrência de floresta ou de cerrado na região. Este trabalho teve como objetivos (i) compreender ambientes pedológicos favoráveis à diferenciação de formações vegetais, procurando identificar alguns atributos e classes de solos associados à composição florística de cerrado e de floresta nativa em Campinas, SP; (ii) avaliar se há perturbação antrópica nos fragmentos e se ela influencia a composição florístico-estrutural das formações vegetais e (iii) identificar espécies arbóreas indicadoras de ambientes diferenciados. Foi realizado trabalho de campo em 28 fragmentos de vegetação nativa, dos quais 24 pertencem à bacia do ribeirão das Anhumas. Realizaram-se a caracterização morfológica, a classificação e coleta do solo para análises (físicas, físico-hídricas e químicas), bem como o levantamento florístico e fitossociológico do estrato arbóreo. Foi feito levantamento do histórico de evolução dos fragmentos, bem como a caracterização do seu entorno, utilizando imagens de satélite recentes e fotos aéreas de 1962 e 1972 digitalizadas, para caracterização da influência antrópica. Obtiveram-se três conjuntos de dados, um com variáveis ambientais (56 atributos do solo), outro com os 2.800 indivíduos arbóreos identificados nos 28 fragmentos (100 por fragmento) e um terceiro conjunto com os dados da influência antrópica. Os dados foram selecionados, analisados e tratados estatisticamente por meio de análise de similaridade e de correspondência canônica (CCA). Argissolos mostraram-se mais associados à fisionomia de mata e os latossolos à de cerrado. Atributos taxonômicos e relacionados à fertilidade do solo, como saturação por alumínio e saturação por bases, e relacionados à dinâmica de água no solo, como gradiente textural e estrutura, foram os que mais explicaram a diferenciação fitofisionômica. A classificação dos solos sugere que baixa fertilidade, baixa retenção

de água e drenagem acentuada do solo favorecem o estabelecimento de cerrado. A CCA identificou 13 variáveis ambientais que têm maior correlação com a distribuição das espécies e que explicaram 36 % da variância nos três primeiros eixos. Essa análise destacou variáveis de solo indicativas dos cátions trocáveis (saturação por alumínio dos horizontes A e B, saturação por bases do horizonte A), da água do solo (parâmetros n e s da curva de retenção de água do horizonte B, macroporos do horizonte B) e da matéria orgânica do solo (acidez potencial dos horizontes A e B, matéria orgânica do horizonte B) como as de maior associação com a fisionomia de cerrado nos fragmentos. A barreira química ao maior desenvolvimento do sistema radicular promovida pela toxicidade por alumínio no horizonte B, associada à menor retenção de água nos solos sob cerrado favoreceram o estabelecimento das espécies *Luehea grandiflora*, *Xylopia aromática*, *Erythroxylum daphnites* e *Persea willdenovii*, adaptadas a essas condições e mais comuns nos cerrados estudados. Os fragmentos não puderam ser claramente diferenciados com base no seu grau de antropização.

Palavras-chave: água do solo, alumínio do solo, cerrado, mata estacional semidecídua

FERREIRA, Ivan Carlos de Moraes. **Soils and native vegetation remnant associations at Campinas, SP.** Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental na Agricultura) – Pós-Graduação – IAC.

ABSTRACT

The development of the city of Campinas (São Paulo State, Brazil) has promoted changes to the native vegetation, represented today only by few fragments. Forest and tropical savannah formations are found in similar environments, the occurrence of each likely influenced by edaphic conditions. In order to reestablish the native vegetation it is necessary to know the factors that lead to the occurrence of each one vegetation type. This research aimed (i) the understanding of edaphic environments favorable to tropical savannah and forest formations differentiation at Campinas, SP, identifying soil classes and attributes associated to the floristics of each vegetation type; (ii) to evaluate if there is anthropic influences to this vegetation; and (iii) to identify tree species that indicate these environments. Twenty eight native vegetation fragments were studied. Soil morphological, chemical, physical and physical-hydric characterization and classification were carried out together with floristic-phytosociological survey of the tree stratum. Historical survey of fragments evolution as well as of their surroundings were performed with satellite imagery and digitalized air photographs of 1962 and 1972. Three data sets were obtained, one with environmental variables, another with 2.800 tree individuals (100 individuals per fragment), and a third one with variables that supposedly indicate anthropic influences. Data were selected, analyzed and statistically treated through hierarchical clustering and canonical correspondence analysis. Ultisols were more associated to the forest and oxisols to the savannah vegetation formations. Taxonomic attributes related to soil fertility such as aluminum and base saturation, as well as related to water dynamics, such as clay gradient and soil structure, were able to explain plant physiognomy differentiation. Soil classification indicates that poor soil fertility, low water retention and excess drainage favor tropical savannah establishment. Canonical correspondence analysis (CCA) identified 13 variables with highest correlation with species distribution, and that explained 36 % of the variance in the three first axes. CCA emphasized variables related to soil exchangeable cations, soil water and soil organic matter as the ones most associated with the savannah physiognomy in the fragments. Restriction to root development represented by aluminum toxicity and lower water retention of soil B horizons under savannah

vegetation favored establishment of the species *Luehea grandiflora*, *Xylopia aromática*, *Erythroxylum daphnites* e *Persea willdenovii*, frequent in the studied savannah fragments. Studied fragments could not be differentiated based on their degree of anthropization.

Keywords: soil water, soil aluminum, tropical savannah, seasonal semideciduous forest

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento da cidade de Campinas, assim como o da maioria dos grandes centros urbanos, causou modificações nos ecossistemas, fragmentando-os e afetando sua biodiversidade. Os fragmentos florestais urbanos ou próximos dos centros urbanos ganham grande importância devido à sua contribuição microclimática e paisagística nas áreas onde ocorrem.

O conhecimento da vegetação nativa remanescente de uma região e de suas relações com o solo que a suporta pode auxiliar na manutenção e aproveitamento da biodiversidade de ecossistemas, sendo um grande desafio para a ciência na atualidade a preservação destes ambientes naturais, os quais vêm sofrendo pressões antrópicas que resultam na sua fragmentação e alteração.

Dentro da região de Campinas encontram-se as vegetações de cerrado, de mata estacional e florestas higrófilas. A presença de formações vegetais tão diferenciadas como as florestas estacionais e o cerrado, numa mesma região, demonstra a grande importância ecológica desta área, que apresenta uma ampla diversidade de espécies. A ocorrência do cerrado tem sido explicada por variadas teorias, que envolvem deficiência de nutrientes, toxicidade por alumínio, efeito de queimadas e disponibilidade hídrica para as plantas. Estes fatores usualmente estão inter-relacionados. Estudos comparativos no interior do estado de São Paulo indicam que áreas com semelhança de clima, altitude e tipo de solo apresentam maior similaridade florística (SALIS et al., 1995; TORRES et al., 1997). Poderia se esperar que, devido à proximidade dos fragmentos, em condições climáticas semelhantes, ocorressem composições florísticas homogêneas em toda a região, fato que não é observado.

A escassez de políticas públicas efetivas para a preservação do meio ambiente, aliada à grande fragmentação da vegetação nativa dentro da bacia do ribeirão das Anhumas, em sua maior parte localizada no município de Campinas, é um problema que afeta direta e indiretamente a população. Esta bacia tem parte das suas cabeceiras na área central da cidade, percorre regiões densamente povoadas em seus alto e médio cursos e áreas menos urbanizadas em seu baixo curso. O relatório apresentado por TORRES et al. (2006) demonstra a continuidade da redução dos fragmentos florestais quando comparada ao ano de 1972, não sendo respeitadas também as áreas de preservação permanente estabelecidas pelo Código Florestal.

Neste trabalho, o solo foi considerado como fator fundamental na seleção das espécies e, conseqüentemente, do bioma que vai ocupar uma determinada região. Considerou-se que as espécies destes biomas poderiam ser influenciadas tanto por fatores químicos quanto físicos do solo, sendo necessária à caracterização físico-química dos solos dos fragmentos estudados para identificar as possíveis relações.

Considerando as pressões antrópicas, a necessidade de proteger os remanescentes de vegetação nativa e a necessidade de estudos que direcionem futuros projetos de reflorestamento dentro da região de Campinas, realizou-se este estudo, com o fim de entender as possíveis relações entre a vegetação e alguns fatores que influem no estabelecimento de uma formação vegetal. Seus objetivos foram:

(1) Identificar ambientes pedológicos favoráveis à diferenciação de formações vegetais e estudar a relação entre ambos.

(2) Avaliar se há perturbação antrópica nos fragmentos e se ela influencia a composição florística e a estrutura das formações vegetais do município de Campinas.

(3) Identificar espécies arbóreas que possam ser indicadoras de ambientes diferenciados.

Este estudo insere-se no projeto de pesquisa em políticas públicas “Recuperação ambiental, participação e poder público: uma experiência em Campinas” (processo Fapesp nº 01/02952-1).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Histórico da região

O mundo possui grandes áreas ocupadas por centros urbanos que chegam a 3% da superfície terrestre, concentrando grande parte da população humana e que, em uma geração, abrigará a 1/3 da população mundial (GENSKE, 2004). Estes centros urbanos são grandes fontes de pressões sócio-ambientais, que agem diretamente sobre as populações e o ambiente. Seguindo a tendência mundial, desde o século XX, o processo de urbanização brasileiro conduziu à formação de 12 regiões metropolitanas, concentrando 33,6% da população brasileira (IPEA/UNICAMP-IE-NESUR/IBGE, 1999). Isto, ao longo dos anos, vem causando grandes problemas sociais e ambientais, aliados à expansão desordenada das fronteiras agrícolas. Segundo RODRIGUES & GANDOLFI (2000), esta expansão agrícola desordenada é a principal fonte da degradação das áreas ciliares, que são protegidas desde 1965 pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2001).

O desenvolvimento do estado de São Paulo foi iniciado com a expansão da agricultura a partir dos ciclos econômicos da cana-de-açúcar e do café, com grande impacto sobre os recursos naturais, especialmente sobre a vegetação nativa (DEAN, 1995). Os modelos de cultivo adotados no estado priorizaram a monocultura extensiva, o que intensificou os impactos ambientais. Além disso, o Estado agiu com incentivos que estimulavam a ocupação até de áreas de várzeas, aliado a uma intensa urbanização, o que causou uma grande perda da vegetação nativa, que ficou reduzida a apenas 13,94% da área original do estado de São Paulo (KRONKA et al., 2005).

Assim, como em todo o estado, a região administrativa de Campinas sofreu com a urbanização desordenada e, principalmente, com os ciclos da agricultura (cana-de-açúcar e café), causando drásticas reduções na vegetação e fragmentação dos remanescentes. Esta região perdeu 94,4% dos seus cerrados entre 1962 e 1992 (KRONKA et al., 1998). Ela ficou com matas muito fragmentadas, na sua maioria com áreas pequenas, porém de grande importância para a região. Estes fragmentos florestais são importantes por serem essenciais em ciclos biológicos e hidrológicos, eficientes reguladores térmicos, agentes de amenização paisagística e sua preservação permite a manutenção da biodiversidade da região.

De acordo com TROPMAIR (1989), a cobertura primitiva do estado de São Paulo, na época do descobrimento do Brasil, era composta por 190.000 km² de florestas densas nas Serras do Mar, da Mantiqueira, do Paranapiacaba e na porção central da Depressão Periférica. Além dessas formações, existiam campos limpos (14.000 km²), cerrados (8.400 km²), campos sujos (7.000 km²) e florestas de araucárias (1.600 km²). A partir de 1870, o plantio do café avançou pelo estado, substituindo principalmente as florestas, e iniciando o processo de fragmentação das matas. Já a pressão sobre os cerrados iniciou-se posteriormente, em 1960, porém de maneira muito agressiva devido aos incentivos governamentais para a produção do álcool (KOTCHETKOFF-HENRIQUES et al., 2003).

O município de Campinas encontra-se mais desmatado que o estado como um todo. Segundo SANTIN (1999), Campinas possui fragmentos de vegetação nativa que cobrem 2,55%, enquanto que KRONKA et al. (2005) encontra 2,6% do município com vegetação nativa, distribuída em 315 fragmentos, dos quais 270 destes possuem uma área inferior a 10 ha. Já o estado de São Paulo possui uma área de 13,94% de vegetação nativa fragmentada (KRONKA et al., 2005). Embora tenha uma pequena extensão de vegetação remanescente, Campinas continua sofrendo com o desmatamento nas últimas décadas.

Segundo CHRISTOFOLETTI & FEDERICI (1972), a cobertura vegetal de Campinas era originalmente constituída por florestas, campos cerrados e cerrados. A mata era a formação predominante e os cerrados ocorriam preferencialmente na região sul do município, sobre solos mais arenosos, enquanto que os campos ocupavam áreas pequenas e descontínuas que, imagina-se, foram os locais de descanso dos primeiros colonizadores.

Campinas é cortada por vários rios tendo destaque o rio Atibaia que atua como manancial para a cidade, e tem como afluente na região de Campinas o ribeirão das Anhumas. O Anhumas nasce na região mais antiga da cidade e possui todo seu percurso inserido no município, à exceção de um curto trecho na foz com o rio Atibaia. Ele nasce na região central, passa pelas áreas rurais e deságua no rio Atibaia, na divisa com Paulínia. Com cerca de 70% de sua área dentro do perímetro urbano e o restante na área rural (TORRES et al., 2006). A região do Anhumas ao longo do tempo vem sofrendo pressões sócio-ambientais, decorrentes da urbanização e pressões oriundas da expansão agrícola. As pressões urbanas resultaram num crescimento constante do perímetro urbano de Campinas, que foi alterado 18 vezes em 40 anos (BERNARDO, 2002).

Como resultado destes processos ocorreu a destruição e/ou deterioração de muitas áreas contínuas de vegetação nativa. Uma única grande área de vegetação foi dividida em muitos pequenos fragmentos, pequenas áreas deixaram de existir, fitofisionomias distintas com transições graduais se fizeram isoladas. Ou seja, o mosaico de vegetação que compunha a paisagem foi fragmentado e modificado ao longo do tempo.

Atualmente, apenas 5% da extensão dos cursos d'água da bacia do ribeirão das Anhumas estão cobertas com mata ciliar (TORRES et al., 2006). Como consequência, problemas de alagamentos em áreas densamente ocupadas, poluição do ar, do solo e das águas, perda de diversidade biológica, habitações em áreas de risco, dentre outros, ameaçam o ambiente e a qualidade de vida da população (BRIGUENTI, 2005; TORRES et al., 2006).

SANTIN (1999) demonstrou que essa região de Campinas tem fragmentos de vegetação nativa representativos de floresta estacional semidecidual submontana, sem e com influência de cursos d'água, floresta estacional semidecidual aluvial e savana tropical. Atualmente, 95% da vegetação nativa remanescente de Campinas é constituída pelas matas (KRONKA et al., 2005). Dos fragmentos remanescentes do município identificados por SANTIN (1999), 33 ocorrem na bacia do ribeirão das Anhumas. A Reserva Municipal da Mata de Santa Genebra, com 250,36 ha de área total, é o maior fragmento do município, mas como se encontra em um divisor de águas, apenas 40,46 ha da reserva estão dentro da bacia do ribeirão das Anhumas.

As formações vegetais arbóreas remanescentes na bacia do ribeirão das Anhumas são constituídas de fragmentos pequenos. Vinte e cinco fragmentos possuem área menor do que 10ha e apenas sete têm entre 10 ha e 20 ha (TORRES et al., 2006). O trabalho mais recente que avaliou a região da bacia do Anhumas, com boa precisão, utilizando imagens de satélite e visitas a campo foi o de ADAMI et al. (2006), que encontraram uma percentagem de 3,37% de vegetação nativa, maior que as avaliações anteriores devido à maior precisão espacial e por considerar alguns fragmentos de regeneração relativamente recente. Estes mesmos autores constataram que entre 1972 e 2006, 29% da área rural foi transformada em urbana e 25% da área de vegetação foi desmatada. Contudo, 11% da área rural regenerou-se em áreas de vegetação nativa.

Dos 33 fragmentos identificados por SANTIN (1999) ocorrentes na bacia do ribeirão das Anhumas, segundo TORRES (2006), 31 são constituídos por remanescentes de floresta estacional semi-decidual, um constitui-se numa área de transição entre floresta estacional semi-decidual e cerrado e apenas um é de cerrado.

Dentro dos remanescentes de floresta estacional semi-decidual, sete fragmentos são de floresta paludosa. Existem atualmente apenas seis fragmentos de cerrado em todo o município, o que corresponde a irrisórios 3,3% da área de vegetação remanescente. Os campos cerrados, formação associada à origem do nome da cidade (“Campinas do Mato Grosso”), já não existem mais no município (SANTIN, 1999).

Um outro grande problema ambiental constatado na região da bacia do ribeirão das Anhumas por FRANCISCO (2006), foi o desrespeito às Áreas de Preservação Permanente (APP), definidas pelo código florestal (BRASIL, 2001). Nesta bacia, apenas 20,36% das áreas de APP estão com o uso adequado (mata ou em regeneração), as demais 79,64% estão com um uso impróprio (culturas perenes, culturas anuais e semi-perenes, pastagem, reflorestamento, solo exposto ou impermeabilizado).

2.2 Solos

O solo desempenha papel fundamental dentre os fatores que interferem na formação e entendimento das paisagens, fornecendo suporte mecânico, água e nutrientes para o estabelecimento e desenvolvimento das plantas. O estudo do solo é fundamental para melhorar o seu aproveitamento e conservação, tanto para a agricultura quanto para o meio ambiente.

Na região de Campinas, os solos bem drenados possuem um clima de solo Údico, típico de florestas, o qual é caracterizado por menos de três meses cumulativos no ano com solo seco (potencial matricial do solo < -1.500 kPa) e um sistema trifásico: sólido-líquido-gasoso, na maior parte do tempo (SOIL SURVEY STAFF, 1999). O regime de chuvas da região possui déficit hídrico moderado, entre dois a quatro meses de seca (CIIAGRO, 2006).

A bacia hidrográfica do ribeirão das Anhumas teve seus solos mapeados por COELHO et al. (2006), que encontraram solos distribuídos em seis ordens dentro do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006): latossolos, argissolos, gleissolos, nitossolos, neossolos e cambissolos. Há predomínio, na região, de latossolos (50,9%) e de argissolos (41,4%).

2.2.1 Fertilidade do solo

A acidez é um dos maiores problemas encontrados na maioria dos solos brasileiros. As recomendações de calagem e manejo da fertilidade do solo têm sido realizadas a partir dos conhecimentos gerados sobre técnicas convencionais de preparo e cultivo do solo. Os solos são ácidos devido à pobreza de cátions básicos como cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na) no material de origem, ou a processos pedogenéticos que favoreceram a perda dos mesmos (RAIJ, 1991). O desenvolvimento da acidez é um processo que ocorre à medida que os cátions básicos adsorvidos no complexo coloidal vão sendo deslocados para a solução do solo por íons H^+ e, de alguma forma, removidos do meio. Desta maneira, quanto menos a capacidade de troca de cátions for ocupada por cátions básicos, mais ácido será o solo.

Um solo é considerado ácido quando seu pH está inferior a 6,0/6,5 (EMBRAPA, 2006). Segundo QUAGGIO & RAIJ (2001), a acidez é representada de duas maneiras, através da acidez ativa e da potencial, na qual a última subdivide-se em acidez trocável e não trocável.

O alumínio trocável é praticamente o único responsável pela acidez trocável, pois a quantidade de H^+ trocável em solos parece ser relativamente pequena, sendo que grandes quantidades de Al^{3+} fazem com que as plantas tenham um crescimento inibido (COLEMAN & THOMAS 1967; HUE et al., 1986). A toxidez do alumínio ganha destaque pois cerca de 40% da superfície agrícola do mundo tem sua produção restringida pelo excesso de Al em solos (MA et al., 2001). A presença mesmo de concentrações pequenas de Al^{3+} na solução do solo pode inibir o crescimento radicular das plantas, o que prejudica a absorção de água e nutrientes e, conseqüentemente, a produção das culturas (HUE & LICUDINE, 1999). O comportamento químico do Al depende da matéria orgânica do solo, cujas frações lábeis e humificadas são afetadas pelo sistema de manejo (BAYER et al., 1999) e pela composição mineralógica do solo (OADES et al., 1989). Em condições de elevado teor de Al e baixo pH, podem ocorrer também teores solúveis de outros metais, como manganês e ferro, tóxicos para as plantas se absorvidos em quantidades excessivas (RAIJ, 1991).

Outro grupo de componentes importante do solo são os elementos trocáveis Ca, Mg e K, por serem macronutrientes e Na, por ser parte importante do complexo coloidal de solos salinos e alcalinos (CAMARGO et al., 1986). O carbono (C) ocorre no solo tanto na forma orgânica quanto inorgânica. A maior fração é encontrada na matéria orgânica e

em minerais carbonatados. Em regiões de clima muito úmido, onde os perfis são submetidos à intensa lixiviação, o C aparece predominantemente na forma orgânica (CAMARGO et al 1986). O teor de matéria orgânica nos solos é influenciado por uma série de fatores, porém o clima atua como um forte componente (BIRKELAND, 1984). Em trabalhos pioneiros, JENNY (1941, 1961) constatou que o teor de matéria orgânica e, conseqüentemente, o de nitrogênio (N), aumentam logaritmicamente de acordo com o aumento da umidade e decresce exponencialmente com o aumento da temperatura e, segundo SANCHEZ (1976), em regiões de alta precipitação, porém com período seco acentuado, tende-se a reduzir a taxa de decomposição da matéria orgânica.

Os compostos orgânicos podem formar complexos com cátions metálicos em solução, com a superfície de óxidos e com hidróxidos de ferro (Fe) e de Al (OADES et al., 1989), havendo assim uma competição entre estes pelos compostos orgânicos. Entretanto, a interação entre os compostos orgânicos e os minerais do solo confere certa proteção contra a decomposição microbiana destes compostos, o que aumenta sua permanência no ambiente (BAYER et al., 1999). Com isso, há maior chance de interação dos ligantes orgânicos e os cátions em solução.

2.2.2 Atributos físicos do solo

Parâmetros físicos e químicos do solo importantes para o crescimento de plantas são controlados primariamente pela textura, que determina a superfície específica das partículas. A textura expressa a distribuição percentual das classes de tamanho das partículas primárias e é determinada pela análise granulométrica (CAMARGO et al., 1986). A estrutura do solo é condicionada principalmente pela textura do solo, sendo um parâmetro fundamental na inferência do potencial de compactação, disponibilidade de água, aeração, condutividade do solo ao ar, à água e ao calor, infiltração e da redistribuição de água (PREVEDELLO, 1996). Alguns autores consideram que, de modo geral, o solo mantido em estado natural, sob vegetação nativa, apresenta características físicas adequadas ao desenvolvimento normal das plantas (ANDREOLA et al., 2000). Nessas condições, o volume de solo explorado pelas raízes é relativamente grande. À medida que o solo vai sendo submetido ao uso agrícola, as propriedades físicas sofrem alterações, geralmente desfavoráveis ao desenvolvimento vegetal (SPERA et al., 2004).

A comparação entre um solo sob vegetação nativa com um mesmo solo sob uso

agrícola, de modo geral, demonstrará melhores condições físicas no solo sob vegetação nativa, o qual geralmente é tido como referência. Porém, mesmo em solos sob vegetação nativa pode haver condições físicas limitantes ao desenvolvimento vegetal. Todavia, por sua condição natural, a vegetação que ali se desenvolve está adaptada a essas restrições.

Conforme SCHOENHOLTZ et al. (2000), os atributos mais amplamente utilizados como indicadores de qualidade física do solo são aqueles que levam em conta a profundidade efetiva de enraizamento; a porosidade total, distribuição e tamanho dos poros; distribuição do tamanho das partículas; densidade do solo; resistência do solo à penetração das raízes; intervalo hídrico ótimo; índice de compressão e a estabilidade dos agregados. A densidade do solo refere-se à relação entre a massa de solo seco e o volume total. É afetada pela cobertura vegetal, teor de matéria orgânica e uso e manejo do solo (CORSINI & FERRAUDO, 1999). O aumento excessivo da densidade do solo acarreta diminuição do volume total de poros, redução da permeabilidade e da infiltração de água, quebra dos agregados e aumento da resistência mecânica à penetração, o que ocasiona prejuízo à qualidade física do solo.

Não existe consenso entre os autores sobre o nível crítico da densidade do solo, ou seja, o valor acima do qual o solo é considerado compactado. TORRES & SARAIVA (1999) afirmam que a densidade varia de acordo com as características do solo. Solos argilosos, sob mata, possuem $1,0 \text{ Mg.m}^{-3}$ de densidade, chegando a $1,45 \text{ Mg.m}^{-3}$ em solos muito compactados. Em solos arenosos, a densidade varia entre $1,25 \text{ Mg.m}^{-3}$ em matas a $1,70 \text{ Mg.m}^{-3}$ em solos muito compactados. Valores entre $1,27$ e $1,57 \text{ Mg m}^{-3}$ são restritivos ao crescimento radicular e à infiltração de água no solo (ALVARENGA et al., 1996; CORSINI & FERRAUDO, 1999). CAMARGO & ALLEONI (1997) consideram crítico o valor de $1,55 \text{ Mg.m}^{-3}$ em solos franco-argilosos a argilosos. DE MARIA et al. (1999) constataram que em Latossolo Vermelho Férrico, ocorre restrição ao desenvolvimento de raízes acima de $1,2 \text{ Mg.m}^{-3}$.

2.2.3 Disponibilidade de água

Apesar de a granulometria ser muito importante para o movimento da água no solo, este movimento é mais dependente da estrutura do que da textura do solo, porque é afetado pelo sistema de poros existentes (AHUJA et al., 1984). A microporosidade é responsável pela capacidade de retenção de água e solutos no solo, enquanto que a

macroporosidade influencia diretamente a capacidade de infiltração, drenabilidade do solo e sua capacidade de aeração (HILLEL, 1998).

Esses parâmetros de granulometria, porosidade e densidade, todos juntos, cooperam para a dinâmica da água no solo, e a melhor maneira de mensurá-los é através da curva de retenção de água, que representa a quantidade de energia com a qual a água está retida no solo. Sua determinação é efetuada por meio de técnicas tradicionais de laboratório, como pela câmara de pressão (RICHARDS, 1965). Vários modelos empíricos (BROOKS & COREY, 1966; GENUCHTEN, 1980; ROSSI & NIMMO, 1994; ASSOULINE et al., 1998; KASTANEK & NIELSEN, 2001; PRUNTY & CASEY, 2002) têm sido propostos e empregados para a descrição da curva de retenção a partir de um determinado número de pontos medidos. Segundo KASTANEK & NIELSEN (2001), as funções empíricas continuam sendo usadas para ajustar as curvas de retenção de água do solo, porque ainda não foram desenvolvidas expressões matemáticas teóricas capazes de representar adequadamente essa relação físico-hídrica.

A água é um recurso essencial para todos os seres vivos, inclusive para as plantas que a retiram principalmente do solo. Esta retirada da água do solo pelas raízes vai depender de fatores que vão além da quantidade total de água no solo, a exemplo de características granulométricas, da porosidade do solo, da profundidade das raízes e de características fisiológicas das plantas.

O solo do cerrado é frequentemente bem drenado, as raízes das espécies arbóreas deste bioma encontram facilidade para atingir níveis mais profundos, chegando até o lençol freático. Isso promoveria um suprimento parcial de água para a manutenção da biomassa verde, mesmo durante o período seco. Já foram encontradas raízes de plantas de cerrado a 18 m de profundidade (RAWITCHER, 1948). HATANO et al. (1988) sugeriram a existência de uma estreita relação entre porosidade do solo e crescimento radicular. VOMOCIL & FLOCKER (1966) deduziram que é necessária uma macroporosidade mínima de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ para o crescimento e o desenvolvimento satisfatórios das plantas.

De acordo com a constituição granulométrica do solo, o tamanho de suas partículas e dos poros, a força com que a água está retida no solo pode variar. Solos mais argilosos e compactos, com grande quantidade de microporos oferecem maior resistência à retirada da água pelas plantas, porém armazenam água por mais tempo, enquanto que solos arenosos apresentam baixa resistência à retirada de água pela vegetação, contudo armazenam menos água, ficando secos mais rapidamente. Este

comportamento da retenção da água no solo é estudado pelas curvas de retenção de água. A faixa de disponibilidade de água para as plantas é reconhecida como a água retida entre as pressões entre 10 kPa e 1500 kPa ou entre 30 e 1500 kPa em solos com maior proporção de microporos, sendo um parâmetro de referência para a agricultura. O trabalho de ROSSI et al. (2005) levantou a hipótese de que a vegetação do cerrado poderia retirar água retida além destas pressões.

Uma estratégia já conhecida para as vegetações de cerrado, *sensu stricto*, é o sistema radicular mais profundo, que tem vantagem na captação de água por explorar uma maior área do solo, resistindo melhor a períodos prolongados de estiagem. A composição granulométrica do solo influencia nessa resistência, armazenando mais ou menos água. De acordo com a fisiologia da planta, pode ocorrer variação na habilidade da retirada da água retida no solo. Todos estes fatores vão cooperar na seleção da vegetação de uma região de acordo com a água disponível. Como é esperado que a vegetação de cerrado explore o solo em maiores profundidades, possuindo grande quantidade de sua biomassa no sistema subterrâneo (HARIDASAN, 2000), é importante realizar estudos que abranjam várias profundidades. Nesses estudos a curva de retenção de água em profundidade é muito importante, pois após um período curto de estiagem, a água superficial é logo perdida, ficando disponível a água retida em maior profundidade no solo.

A curva de retenção permite obter parâmetros numéricos que refletem o comportamento do solo quanto à retenção de água. Estes parâmetros podem ser utilizados nos estudos da relação do solo com a vegetação. No ajuste da curva de retenção, é previsível que quanto maior o número de pontos, mais representativa será a curva de retenção. No entanto, mais oneroso será seu levantamento. Na seleção dos pontos para o traçado da curva de retenção, observa-se que não existe critério padronizado, sendo comum o uso de seis a oito pontos, incluindo o conteúdo de água do solo na saturação, para o ajuste do modelo matemático adotado, como pode ser constatado em vários trabalhos (SPERA et al., 2000; SILVA & AZEVEDO, 2002; ABREU et al., 2004).

2.2.4 Solos e formações vegetais

A distribuição e a manutenção das diferentes fitofisionomias do bioma cerrado estão relacionadas com fatores edáficos e topográficos, além da ocorrência de fogo e

perturbações antrópicas (EITEN, 1972; OLIVEIRA-FILHO et al., 1990; FURLEY, 1999). Considerando apenas os remanescentes mais extensos e menos dissecados, o cerrado normalmente ocorre sobre latossolos e neossolos quartzarênicos profundos, bem drenados, distróficos, ácidos e álicos e raramente sobre solos mesotróficos (HARIDASAN, 1992). Além disso, estas regiões possuem o clima Ústico, onde predomina o solo seco por mais de três e menos de seis meses durante o ano (SOIL SURVEY STAFF, 1999). Os solos deste bioma são descritos genericamente como profundos, pobres em nutrientes, praticamente sem minerais primários, facilmente intemperizáveis e com relevo plano a suave ondulado. Apesar da aparente homogeneidade, o detalhamento desse universo é uma necessidade comprovada pela variabilidade química, física e mineralógica desses solos (KER & RESENDE, 1996).

As hipóteses clássicas sobre deficiência nutricional nos ecossistemas do cerrado foram baseadas no fato de que os solos nativos apresentam baixa fertilidade, conforme critérios utilizados geralmente na agronomia (LOPES & COX, 1977 b). De modo geral, a maioria dos solos sob cerrado *sensu stricto* ou sob cerradão são latossolos distróficos com alta saturação de alumínio (HARIDASAN, 2000). GOODLAND (1971) destaca os aspectos negativos de baixa fertilidade e alta saturação de alumínio desses solos e sua relação com o escleromorfismo das espécies nativas.

Os cerrados ocupam solos com fatores limitantes que podem ser de origem química ou física. É uma vegetação mais adaptada a essas condições, com tolerância maior que as culturas tradicionais. A vegetação de cerrado possui mais resistência a secas, deficiências nutricionais e toxidades de diversas origens. Com isso ela é uma vegetação importante que, apesar das limitações edáficas, possui grande biodiversidade, devendo ser estudada e preservada.

Os solos encontrados com cobertura vegetal de floresta estacional semi-decidual têm, de modo geral, melhores condições físicas e químicas que os encontrados sob cerrado. Segundo RUGGIERO (2000), a floresta estacional estaria restrita a solos com maior teor de argila, umidade e saturação por bases trocáveis do que os solos de cerrado. Essas formações florestais chegam a ocorrer na forma de manchas, na região do cerrado (RIZZINI, 1997). Sua ocorrência coincide com solos mais férteis, profundos e úmidos e, portanto, mais visados pela agropecuária (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994b).

Nas florestas tropicais ocorre forte interação entre a vegetação e o solo através da ciclagem de nutrientes, sendo que o acúmulo de serapilheira exerce importante função,

por ser a mais significativa forma de transferência de nutrientes (GOLLEY et al., 1978). As transformações neste compartimento do ciclo biogeoquímico são as que mais afetam o fluxo de energia dentro do sistema, do ponto de vista holístico (PRITCHETT, 1979). A serapilheira atua na superfície do solo como um sistema de entrada e saída de nutrientes no ecossistema, através dos processos de produção e decomposição. Estes processos são particularmente importantes na restauração da fertilidade do solo em áreas em início de sucessão ecológica (EWEL, 1976). Atua também na manutenção das florestas através da ciclagem de nutrientes, que consegue compensar muitos impedimentos ligados aos solos sobre os quais elas estão.

De acordo com CUEVAS & MEDINA (1986), a quantidade e qualidade de nutrientes fornecidos ao solo pela deposição da serapilheira é variável, sendo dependente, principalmente, das espécies que compõem a formação florestal e da disponibilidade de nutrientes no solo. Segundo estes autores, a vegetação que ocorre naturalmente em um local é adaptada aos suprimentos nutricionais existentes no solo, apresentando uma eficiência de uso para cada nutriente. Com isso as vegetações presentes em determinado solo são ligadas diretamente à capacidade nutricional que este solo tem de sustentar a vegetação, e também à capacidade de ciclagem de nutrientes da vegetação. A vegetação de floresta estacional semidecídua é mais exigente que a de cerrado e, apesar disso, ela pode ser encontrada em alguns solos com deficiência nutricional e toxidez, por ser mantida pela ciclagem dos nutrientes.

Existem poucos trabalhos que estabelecem relações diretas ou indiretas entre solo e vegetação nativa. Os estudos que buscam relacionar uma determinada fisionomia vegetal a fatores ambientais, se concentram principalmente na relação com o clima (TORRES et al., 1997), com a classe de solo (BERTANI et al., 2001; COSTA & ARAÚJO, 2001), e com a fertilidade do solo (LIMA et al., 2003).

Menor atenção, porém, tem sido dada a atributos tais como a constituição mineralógica, a disponibilidade hídrica e textura do solo. MARTINS et al. (2003) verificaram que além da fertilidade, a textura do solo apresentava correlação significativa com a distribuição de espécies arbóreas em uma floresta estacional semidecidual. ROSSI et al. (2005) sugerem que a diferenciação da vegetação de cerrado e mata seja influenciada pelos teores de água do solo retida em potenciais inferiores a -1.500 kPa. Poucos trabalhos consideram a importância da água na dinâmica da vegetação (BROTREL et al., 2002; MARTINS et al., 2003; DALANESI et al., 2004; ROCHA et al., 2005). Porém, são raros aqueles que estudam a relação solo-vegetação

considerando o solo como um todo contínuo, em conjunto com a química, granulometria e disponibilidade de água ao longo do perfil do solo (ROSSI et al., 2005).

2.3 Vegetação

2.3.1 Teorias da formação do cerrado

Várias teorias tentam explicar a ocorrência da vegetação do cerrado, dentre estas podemos destacar as que ligam o cerrado ao solo com deficiência nutricional, à toxicidade de alumínio no solo, ao fogo e às condições climáticas atuais e do passado (cerca de 10.000 anos atrás). As teorias que relacionam a ocorrência do cerrado a uma baixa disponibilidade de nutrientes no solo podem ser divididas em duas vertentes principais:

(1) escleromorfismo oligotrófico: associa a morfologia peculiar das plantas de cerrado a um inadequado suprimento pelo solo de nutrientes essenciais (ARENS, 1963); o que seria justificado pelos solos sob o cerrado serem tipicamente profundos, bem drenados, ácidos e distróficos (HARIDASAN, 2000).

(2) escleromorfismo aluminotóxico: defende a idéia de que a principal causa do predomínio desse tipo de vegetação são os altos níveis de Al trocável no solo (GOODLAND, 1971).

GOODLAND (1971) foi quem pela primeira vez levantou a questão de acúmulo de Al em plantas nativas do cerrado. O autor sugeriu que o escleromorfismo das plantas nativas do cerrado estaria relacionado à toxicidade de Al, uma vez que os sintomas desta toxicidade são semelhantes aos de deficiência de nutrientes essenciais. Baseado em trabalhos anteriores de HUTCHINSON (1943), CHENERY (1948 a, b) e WEBB (1954), que identificaram várias plantas acumuladoras de Al na Austrália e outras regiões do mundo, GOODLAND (1971) sugeriu que as plantas das famílias Vochysiaceae e Melastomataceae do cerrado poderiam ser acumuladoras de Al.

Essas duas teorias são convergentes para a idéia de que tanto a saturação do complexo de troca por Al^{3+} , como a quantidade de macro e microelementos essenciais são determinantes das características morfológicas peculiares e, portanto, da adaptabilidade das espécies do cerrado (LOPES & COX, 1977a). Isso porque o Al trocável não só possui uma toxicidade para as plantas, como também a saturação dos sítios de troca catiônica do solo com esse elemento influencia a reação do solo que, por sua vez, influi na disponibilidade dos elementos no solo. Em solos ácidos, ocorre uma

maior solubilização do Al^{3+} , aumentando a sua capacidade de circulação no ambiente. Uma vez solubilizado no solo, pode ser absorvido pelas raízes, sendo extremamente tóxico para as plantas. No interior do vegetal, o Al^{3+} irá ocupar os canais de cálcio das células vegetais, impedindo o funcionamento do complexo cálcio-calmodulina, o que, dentre outras coisas, impediria a mitose (LARCHER, 2000) e, conseqüentemente, o crescimento vegetal.

Não menos importante é a teoria que atribui a ocorrência da vegetação de cerrado à queima continuada da vegetação, pois, de acordo com EITEN (1972), a vegetação do cerrado está adaptada ao fogo, e esta teoria atribui essa ocorrência a uma menor disponibilidade hídrica para as plantas. Incêndios têm ocorrido na região com histórica freqüência e, mesmo eventos severos de fogo durante vários anos, não chegam a destruir esta vegetação. Há registros de fogo no cerrado desde o final do Pleistoceno (MIRANDA et al., 2002). Assim, EITEN (1972) sugeriu que, para que o fogo possa exercer efeitos significativos sobre as fisionomias do cerrado, seria necessária a ocorrência de eventos diários, sucessivamente durante um a dois anos. O fogo atua sobre a distribuição e a composição florística das savanas, agindo positivamente sobre um grupo de espécies adaptadas e negativamente nas espécies não adaptadas a ele (MOREIRA, 2000). O que a teoria da queima da vegetação não explica é como a vegetação de áreas naturais submetidas de maneira similar ao fogo pode regenerar diferentemente, ao longo do tempo, uma em cerrado e outra em floresta. Também permanece a dúvida de por que formações vegetais de cerrado, sendo conseqüência de estações secas prolongadas, ocorrem lado a lado com formações florestais, ambas sob climas atmosféricos semelhantes. Esta última questão conduz à hipótese de que, em clima atmosférico semelhante, a diferenciação entre as formações vegetais é conseqüência do pedoclima, mais especificamente de uma disponibilidade hídrica diferenciada do solo. Para ALVIN & ARAÚJO (1953), a distribuição do cerrado, dentro do seu próprio limite fitogeográfico, é regulada mais pelo solo do que por qualquer outro fator ecológico. Outros autores concluíram que as diferenciações fisionômicas da vegetação do cerrado estariam relacionadas com a fertilidade do solo, teor de alumínio (GOODLAND, 1979; SILVA JÚNIOR, 1984) e com fatores químicos e físicos do solo (BATISTA & COUTO, 1990), mantendo estreita relação com o desenvolvimento da vegetação. Já Para COLE (1986), a seca é mais determinante do que o fogo.

Em determinadas regiões, as características climáticas regionais atuais não são suficientes para explicar a ocorrência de fragmentos de vegetação de cerrado em áreas

com pedoclima mais úmido (e.g. údico) em meio à vegetação nativa predominantemente florestal. A teoria dos refúgios florestais (AB'SABER, 2003) procura explicar a distribuição fragmentada do cerrado nessas regiões (VIADANA, 2002). Ela não explica, contudo, como seria esse ambiente de refúgio dos cerrados, informação essencial quando se procura recuperar e manter fragmentos dessa formação vegetal em áreas em que as formações clímax esperadas são florestais.

Muitos estudos baseados em palinologia e distribuição atual de plantas têm apresentado substanciais evidências indicando que, em pelo menos três períodos nos últimos 60.000 anos, o clima da região do cerrado foi mais frio e seco do que no presente, ocorrendo a expansão das formações abertas sazonais e contração das florestas úmidas (LEDRU, 1993; VICENTINI & SALGADO-LABOURIAU, 1996).

Segundo SALGADO-LABOURIAU et al. (1997), o último período seco coincidiu com o meio para o fim do máximo glacial há, 19.000-5.000 anos, após o qual a umidade voltou a aumentar coincidindo com a expansão das florestas úmidas no bioma do cerrado (LEDRU, 1993). Os cerrados do Brasil Central parecem apresentar o mesmo clima semi-úmido e quente de cerca de 7.000 anos (LEDRU, 1993; SALGADO-LABOURIAU et al, 1997), ou seja, um clima com três a quatro meses de período seco, dependendo do local.

Uma análise quantitativa realizada por OLIVEIRA-FILHO & FONTES (2000), mostrou que a influência da floresta atlântica na flora do cerrado ocorre através de uma conexão florística com as florestas estacionais do sudeste do Brasil. Tudo indica que os "estoques" das vegetações do Brasil, flutuaram em espaço, à mercê da flutuação paleoclimática (AB'SABER, 1982). Após o final da última glaciação, o clima se tornou mais favorável para a expansão da floresta (PRANCE, 1982), com o recuo do cerrado.

2.3.2 Fatores de diferenciação da vegetação

Na formação de determinada fisionomia de vegetação, temos um conjunto de fatores que irão selecionar as espécies bem sucedidas dentro de um determinado ambiente, onde um dos principais fatores é o clima, existindo, no entanto, outros fatores limitantes. Estudos comparativos no interior do estado de São Paulo indicam que áreas em condições semelhantes de clima, altitude, e tipo de solo apresentam maior similaridade florística (SALIS et al., 1995; TORRES et al., 1997). BERTONI & MARTINS (1987) afirmam que a heterogeneidade entre fragmentos pode decorrer de

variações de condições ambientais, das preferências ecológicas das espécies e também dos diversos graus de perturbação provocados pelo homem.

RIBEIRO & WALTER (1998) sugerem que o clima, a biota e o solo contribuem para o aspecto geral da vegetação do cerrado tanto em escala evolutiva (tempo geológico), quanto em escala seccional (tempo ecológico). Dentro desses fatores, o clima tem um papel fundamental, pois ao longo dos milhares de anos vai selecionar a biota e influenciar a formação do solo. O clima também tem influência temporal na formação dos solos, pois as chuvas, ao longo do tempo geológico, intemperizaram os solos deixando-os pobres em nutrientes essenciais e concentrando o Al^{3+} , que fica fortemente retido no solo.

Vários estudos têm mostrado que um dos principais fatores que atua na composição florística e estrutura das florestas é a heterogeneidade ambiental, cujos efeitos podem ser observados mesmo no interior de pequenos fragmentos (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994a; DURIGAN et al., 2000; RODRIGUES & NAVE 2000; BOTREL et al., 2002). Estes fatores que agem na formação de uma determinada fisionomia vegetal não causam mudanças abruptas, mas os biomas terrestres apresentam em sua interface uma zona transicional, denominada ecótono. Nesta zona de transição, as duas vegetações coexistem, sob as mesmas condições climáticas, dentro de um intenso regime de competição, formando um gradiente entre fisionomias vegetais. O sucesso de um bioma em detrimento do outro será determinado por condições microclimáticas, pela variação do relevo e pelas propriedades do solo (WALTER, 1970).

O núcleo do bioma cerrado ocupa a porção central do Brasil e apresenta uma extensão de aproximadamente $2,08 \times 10^6 \text{ km}^2$, distribuindo-se ao longo de mais de 15° de latitude. Engloba o estado de Goiás, o Distrito Federal e parte dos estados da Bahia, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Piauí, Rondônia e Tocantins. O cerrado é uma das 25 áreas do mundo consideradas críticas para a conservação, devido à riqueza biológica e à alta pressão antrópica a que vem sendo submetido (MMA, 2002). Dos aproximadamente dois milhões de quilômetros quadrados iniciais (25% do território nacional) restam, hoje, cerca de 350.000 km^2 (MITTERMEIER et al., 1999).

Este bioma é caracterizado pela presença de invernos secos e verões chuvosos, cujo clima principal é classificado como Aw de Köppen (tropical chuvoso), o que coincide com a maioria das savanas (RICHARDS, 1996). Os cerrados possuem árvores de baixa densidade por hectare, que contribuem muito pouco em termos de matéria orgânica

incorporada ao solo. Entretanto, nesta região desenvolvem-se gramíneas adaptadas ao ambiente ácido dos solos, que são mais homogêneas e apresentam sistema radicular fasciculado, que penetra em profundidade, criando condições de maior acúmulo de matéria orgânica nos solos de cerrado em profundidade, do que os solos da Amazônia (TOGNON et al., 1998). Apesar disso, uma evidência indireta da pobreza dos ecossistemas do cerrado está na baixa produção de serapilheira ao longo do ano. As estimativas de produção de serapilheira no cerrado variam de 2 a 3 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ (PERES et al., 1983; DELITTI, 1984). As estimativas para um cerradão são maiores (7,8 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹) (PERES et al., 1983). Assim, os fluxos de nutrientes durante a reciclagem de biomassa aérea são bem menores no cerrado e apontam para a necessidade de uma maior longevidade das folhas, para diminuir os gastos energéticos com a biomassa. Apesar da grande profundidade que as raízes de algumas árvores de cerrado podem alcançar, a maior parte das raízes tem uma distribuição mais superficial. CASTRO & KAUFFMAN(1998) reportam que 31% da biomassa subterrânea dos cerrados está nos primeiros 10 cm de solo, 71% até 30 cm e, abaixo de 1m há de 3 a 4%.

De acordo com a classificação proposta por RIBEIRO & WALTER (1998), as principais fitofisionomias do bioma cerrado são: Campo Limpo, Campo Rupestre e Campo Sujo (formações campestres); cerrado ralo, cerrado rupestre, cerrado típico e cerrado denso (formações savânicas); mata seca e cerradão (formações florestais). Outra classificação bastante utilizada é a do IBGE (1989) em que a vegetação natural do bioma cerrado é subdividida em: formações florestais semidecíduais e decíduais; savanas florestadas; savanas arborizadas; savanas-parque; savanas gramíneo-lenhosas; formações pioneiras e áreas de tensão ecológica que possuem mais de um tipo de vegetação.

A fisionomia mais comum é o cerrado *stricto sensu*, formação savânica caracterizada pela presença de árvores baixas, inclinadas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas, e geralmente com evidência de queimadas (RIBEIRO & WALTER, 1998). Sua flora é composta por dois grupos de espécies: aquelas do estrato lenhoso, que variam de 3-5 m de altura, com cobertura arbórea de 10 a 60%, e as próprias do estrato rasteiro, com predominância de gramíneas (EINTEN, 2001). A produtividade desse componente também é limitada por deficiência de nutrientes e de água na época seca (VILELA & HARIDASAN, 1994).

Para a flora fanerogâmica do bioma cerrado, MENDONÇA et al. (1998) apontaram Leguminosae, Asteraceae e Poaceae (Gramineae) como sendo as famílias mais ricas. Em se tratando da flora lenhosa de cerrado, *stricto sensu*, famílias como Leguminosae, Vochysiaceae, Myrtaceae, Malpighiaceae e Rubiaceae comumente apresentam altos valores de riqueza florística (FELFILI et al., 1994; RATTER et al., 2000; NUNES, 2001). As espécies *Qualea parviflora* e *Qualea grandiflora*, são citadas como típicas acumuladoras de alumínio (HARIDASAN, 1982, 2000; MEDEIROS, 1983). Elas ocupam posições superiores de importância em comunidades de cerrado *stricto sensu*, em solos distróficos (SILVA JÚNIOR, 1984; FELFILI et al., 1994; ANDRADE et al., 2002; SILVA et al., 2002).

As florestas estacionais semidecídua estão inseridas no bioma mata atlântica, o qual ocupa inteiramente três estados - Espírito Santo, Rio de Janeiro e Santa Catarina - e 98% do Paraná, além de porções de outras 11 unidades da federação (IBGE, 2004). Nas florestas estacionais semidecíduais 20 a 50 % das árvores perdem as folhas no período seco do ano. Segundo SALIS et al. (1995), as espécies representativas desta vegetação são: *Astronium graveolens*, *Annona cacans*, *Casearia gossypiosperma*, *Cariniana estrellensis*, *Cedrela fissilis*, *Centrolobium tomentosum*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Copaifera langsdorffii* e *Trichilia catigua*. A frequência destas espécies varia conforme a região e o método de estudo.

Os gêneros mais ricos apresentam grande variação dentre as espécies arbóreas. BERNACCI & LEITÃO FILHO (1996) e BERTONI & MARTINS (1987) encontraram *Eugenia* (Myrtaceae) como o gênero mais rico. Por outro lado, *Ocotea* (Lauraceae) foi citado como o gênero mais rico em espécies por MATTHES et al. (1988) e GIBBS & LEITÃO FILHO (1978). Ainda, CAVASSAN et al. (1984) citaram *Cordia* (Boragiaceae), *Trichilia* (Meliaceae) e *Casearia* (Flacourtiaceae) como os gêneros com maior número de espécies. MARTINS (1991) mencionou apenas *Trichilia*, e SANTOS & KINOSHITA (2003) encontraram *Solanum* (Solanaceae) como o gênero mais rico. Constatou-se, assim, que esses gêneros estão sempre bem representados entre as espécies arbóreas, figurando entre os dez primeiros em número de espécies em diversos levantamentos (SANTOS & KINOSHITA, 2003).

SANTOS & KINOSHITA (2003), estudando um fragmento dentro de Campinas, encontraram as seguintes famílias mais ricas para a floresta estacional semidecidual: Myrtaceae, Rutaceae, Fabaceae, Caesalpiniaceae, Solanaceae, Rubiaceae, Moraceae, Meliaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae e Mimosaceae. Estas onze famílias, juntas,

constituíram 58% das espécies do total de 175 amostradas. Esta composição encontrada por SANTOS & KINOSHITA (2003) foi semelhante a outros estudos realizados em fragmentos do interior de São Paulo, que têm mencionado a família Myrtaceae como a mais rica em espécies (MATTHES et al., 1988; SALIS et al., 1994; GANDOLFI et al., 1995; COSTA & MANTOVANI, 1995; BERNACCI & LEITÃO FILHO, 1996). As demais famílias também figuram, com alguma variação de posição, entre as dez mais ricas nos levantamentos acima citados e nos de CAVASSAN et al. (1984), BERTONI & MARTINS (1987) e PAGANO & LEITÃO FILHO (1987).

2.3.3 Influência do tamanho dos fragmentos na vegetação

A melhor forma de se manter a biodiversidade seria mantendo áreas suficientemente grandes para se auto-perpetuarem (TURNER & CORLETT, 1996; OERTLI et al., 2002). Entretanto a conservação dos fragmentos pequenos é fundamental para a conservação da biodiversidade, especialmente quando se considera que vários fragmentos pequenos podem apresentar maior riqueza de espécies do que um único fragmento grande com área correspondente (OERTLIE et al., 2002; FISCHER & LINDENMAYER 2002). Mas a viabilidade de conservação das espécies em áreas reduzidas é questionada (TURNER & CORTELT, 1996; ZUIDEMA et al., 1996), especialmente quando todo o ecossistema é considerado, e não apenas um grupo de organismos. Por possuírem menor área, os fragmentos abrigam pequenas populações, muitas vezes inviáveis para a sobrevivência das espécies. Assim, o tamanho do fragmento é um importante fator para a dinâmica populacional das espécies nativas (SCARIOT et al., 2003). PAULA et al. (2002) ressaltam que uma espécie pode ser extinta, sem necessariamente haver redução drástica de sua densidade populacional. Para as espécies dióicas, por exemplo, mudanças no número de indivíduos podem ter grande impacto na razão sexual da população, que também pode ser afetada por outros fatores, como a disponibilidade de polinizadores.

Existe uma tendência em simplificar o processo da fragmentação entendendo-o como uma paisagem desmatada contendo fragmentos não-perturbados. Em regiões em que o processo se iniciou há muitas décadas, perturbações antrópicas constantes representam uma importante ameaça à biodiversidade (NASCIMENTO et al., 1999). Nas áreas urbanas, ressalta-se nas últimas décadas também a ocupação desordenada do território (CIELO FILHO & SANTIN 2002).

Ambientes fragmentados geralmente comportam um menor número de espécies e as populações têm menor possibilidade de trocas gênicas, possuindo pouca variedade genética, e sofrendo pressões por competições com espécies agressivas, o que leva à exclusão competitiva de espécies naturais (TURNER 1996; ZUIDEMA et al., 1996; METZGER, 1999). Estas pressões levam à alteração da composição de espécies do ambiente, com extinção de espécies típicas e estabelecimento de novas espécies mais adaptadas a áreas abertas (ZUIDEMA et al., 1996; TURNER, 1996; TURNER et al., 1996).

2.3.4 Sistemas de amostragens

Os sistemas de amostragens apresentam grande variação metodológica entre estudos de florística e fitossociologia realizados não só no estado de São Paulo, ou no Brasil, mas também em outros lugares do mundo. Esta falta de padronização é apontada por muitos autores como uma dificuldade para a realização de comparações seguras que contribuiriam muito para um melhor entendimento dos padrões observados (DURIGAN et al., 2000; DISLICH et al., 2001; SANTOS & KINOSHITA 2003). Dentre as metodologias empregadas, um dos aspectos que mais variam é o critério de inclusão. Segundo DISLICH et al. (2001), até mesmo estudos realizados dentro de uma mesma floresta, usando critérios de inclusão diferentes, levariam a resultados distintos. Nos estudos de estrutura e composição florística realizados em remanescente de floresta estacional semidecídua do interior de São Paulo, o diâmetro à altura do peito (DAP) é a forma mais comumente usada como critério de inclusão, mas o diâmetro mínimo adotado varia bastante. Por exemplo, SALIS et al. (1994) e SANTOS & KINOSHITA (2003) usaram $DAP \geq 3\text{cm}$; MARTINS (1991) e DURIGAN et al. (2000) $DAP \geq 5\text{cm}$ e CAVASSAN et al. (1984), MATTHES et al. (1988) e BAITELLO et al. (1992) usaram $DAP \geq 10\text{cm}$.

SANTOS & KINOSHITA (2003) comparou o critério de inclusão de $DAP \geq 5\text{cm}$ e $DAP \geq 10\text{cm}$ e os resultados indicaram variações pequenas. Segundo o autor estas variações podem ter ocorrido tanto porque a variação de 5 para 10 cm no DAP de amostragem é pequena, quanto pela ocorrência da sobreposição dos dois conjuntos. Elas podem ocorrer ao acaso, indicando que variações encontradas na comparação de trabalhos que utilizaram critérios de inclusão diferentes, não poderiam ser atribuídas simplesmente às diferenças de método e sim a fatores relacionados à heterogeneidade de

distribuição das espécies. Sendo assim a variação estaria relacionada à heterogeneidade ambiental e histórico de preservação, por exemplo (SANTOS & KINOSHITA, 2003).

Os dados disponíveis sobre a vegetação nativa na bacia do ribeirão das Anhumas não têm uma padronização metodológica, bem como existe grande distância temporal entre os levantamentos de campo. Mesmo os levantamentos realizados por SANTIN (1999) e por MATTHES et al. (1988), possuem cerca de 10 a 20 anos de defasagem respectivamente. Isso sugere a necessidade de atualização e/ou padronização dessas informações.

2.4 Influência Antrópica

Durante muito tempo, a idéia difundida era de que a natureza teria um estoque ilimitado de recursos à disposição do ser humano, até que a mesma começou a demonstrar sua fragilidade diante da ação devastadora do homem. Nos dias atuais, a preocupação com a conservação dos recursos naturais vem tomando grande dimensão nas discussões dos governos de diferentes países, mostrando ser imprescindível modificar o tratamento do meio ambiente para a manutenção da espécie humana no planeta.

A atividade antrópica influencia o meio ambiente causando impactos, que são definidos, segundo a resolução CONAMA n.º 001/86, de 23/01/1986, como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais. Estas influências antrópicas sobre a vegetação podem ser reduzidas ou até revertidas através da restauração dos fragmentos florestais. De acordo com KAGEYAMA et al. (2003), a restauração pode ter um papel importante na conservação da biodiversidade desde que haja um trabalho criterioso no estabelecimento de populações representativas de espécies nativas do local a ser restaurado.

A criação de áreas naturais protegidas pelo poder público com o propósito de conservar e/ou preservar a natureza, representa um capítulo recentemente colocado na história da humanidade. Elas constituem um dos instrumentos mais eficientes no que diz respeito à conservação dos recursos naturais.

Dentro da bacia do ribeirão das Anhumas seis fragmentos são manejados pela prefeitura municipal de Campinas. Porém, o isolamento, a falta de conectividade com outras áreas, a visitação intensa da população e a introdução de espécies exóticas nesses bosques urbanos, faz com que a vegetação nativa sofra forte pressão antrópica. Isso leva a conseqüências negativas para a sua fisionomia, estrutura e composição de espécies (TORRES et al., 2006). O Bosque dos Jequitibás talvez seja o exemplo mais ilustrativo da pressão antrópica dentro da bacia do ribeirão das Anhumas. No levantamento de MATTHES (1988) algumas espécies ocorriam com apenas um indivíduo dentro do fragmento e, hoje, já estão extintas localmente. Além dos poucos indivíduos de cada espécie, existe o problema da falta de fluxo gênico com outras áreas naturais. Existe também uma presença massiva de aráceas introduzidas nas áreas naturais, algumas com hábitos de lianas, como *Philodendron* spp., além de espécies de outras famílias com hábito rasteiro, como *Scindapsus* sp., e mesmo diversas árvores exóticas, como *Joannesia princeps* Vell. (Euphorbiaceae) e *Syzigium* sp. (Myrtaceae) (TORRES et al., 2006).

Fragmentação pode ser definido como um processo de ruptura na continuidade espacial do habitat natural (LORD & NORTON, 1990), ele refere-se à substituição de amplas áreas de vegetação nativa por outros ecossistemas, deixando uma série de manchas remanescentes ou fragmentos entremeados por uma matriz de vegetação diferenciada ou de usos diversos (SANTOS & KINOSHITA, 2003). O que, muitas vezes, ocasiona a ruptura dos fluxos gênicos entre as populações presentes. A interação entre estes dois ecossistemas adjacentes, o remanescente e a matriz, se dá através de uma transição abrupta, a região da borda do fragmento, e é denominada “efeito de borda” (MURCIA, 1995). Nas bordas ocorrem alterações bióticas e abióticas. A distância da penetração de tais alterações em direção ao interior da vegetação nativa variaria com a idade, orientação, fisionomia, matriz e histórico do fragmento, da borda e da matriz (MURCIA, 1995).

Em florestas contínuas, as mudanças são geralmente graduais mas, em fragmentos, as alterações abruptas podem provocar a ilusão de que os fragmentos são amostras de uma peça única homogênea. Além disso, por menor que seja, um fragmento pode conter várias peças de mosaico de vegetação relacionadas a diferenças de substrato, à fase sucessional e/ou ao efeito de borda (ESPÍRITO-SANTO et al., 2002; NUNES et al., 2003). Essa complexa realidade deve ser levada em consideração quando se buscam

meios de conservar essa incalculável e ameaçada riqueza que é a diversidade biológica dos remanescentes de floresta tropical.

A fragmentação da vegetação geralmente causa alterações abióticas e bióticas em seus remanescentes. As mudanças abióticas têm como exemplos o aumento na penetração de luz, a elevação da temperatura e a redução da umidade relativa do ar e do solo (MATLACK, 1993; DIDHAN & LAWTON, 1999; RICHARD & RODRIGUES, 2001). Estas alterações geralmente estão associadas as alterações bióticas, que incluem a perda de diversidade (RICHARD & RODRIGUES, 2001), mudanças na composição (TABARELLI et al., 1999), alterações na abundância dos organismos, nos seus padrões de distribuição (LAURANCE et al., 2001) e aumento da proporção de árvores danificadas e mortas, levando a uma maior proporção de interrupções no dossel e formação de clareiras (LAURANCE, 2001).

Pode-se notar pelo trabalho de ADAMI et al. (2006) que atualmente a principal pressão antrópica sobre os remanescentes de vegetação, na região da bacia do Anhumas, vem da expansão das áreas urbanas, enquanto que as áreas rurais estão servindo de regeneração. Sendo 70% da região da bacia área urbana, pode-se entender as grandes pressões que os fragmentos desta região vêm sofrendo. Outra evidência desta pressão urbana é a mudança do perímetro urbano ao longo de 40 anos, o qual mudou 18 vezes (BERNARDO, 2002), como citado anteriormente. Ao longo do tempo alguns dos fragmentos foram englobados pela malha urbana e cercados pelos bairros, o que aumentou o seu isolamento. Alguns destes fragmentos foram protegidos e transformados em bosques. Dos 10 bosques públicos com mata nativa em Campinas, 6 estão na bacia (TORRES et al., 2006).

As vegetações ao longo do tempo sofrem pressões que levam à alteração da composição florística. Estas pressões são naturalmente esperadas ao longo dos milhares de anos, sendo importantes para a evolução das espécies e biodiversidade das vegetações. Porém a influencia antrópica tem causado pressões que alteram as vegetações ao longo de poucas décadas, ou mesmo em alguns anos e até em meses. Com isso um fragmento de vegetação nativa hoje, próximo de centros urbanos, pode ter tido uma composição florística muito diferente há duas décadas atrás, devido à influência antrópica. Daí a importância do estudo do histórico da região para identificar as pressões antrópicas que um determinado fragmento florestal já sofreu. Estes estudos podem ser realizados através de fotos aéreas antigas comparadas com fotos de satélite

atuais, realizando uma identificação da evolução do uso das terras, semelhante ao realizado por ADAMI et al. (2006).

RAMBALDI & OLIVEIRA (2003), através de um levantamento histórico sobre os aspectos de ocupação, consideraram as seguintes atividades antrópicas como marcantes: extração de madeira; retirada da floresta por meio de queimadas; substituição da floresta nativa por reflorestamento com espécies exóticas; expansão das atividades agropecuárias; adensamento urbano desordenado e caça e captura de animais silvestres. Estes autores consideraram estas atividades antrópicas como principais por favorecerem o processo de fragmentação das vegetações.

Segundo Mac KINNON et. al. (1986), nas áreas do entorno dos fragmentos florestais é indispensável impor restrições de uso a fim de estender a proteção em torno da unidade. Eles listam alguns objetivos almejados pelas zonas-tampão, que são: proteger as espécies ameaçadas, especialmente a fauna, que utilizam as bordas da unidade como habitat; proteger o solo e recursos hídricos e conservar as condições climáticas locais. MAC KINNON et. al. (1986) sugerem algumas restrições nesses locais, tais como: proibição de estabelecimentos permanentes; proibição do corte de vegetação nativa; impedimento da introdução de espécies exóticas que possam concorrer com espécies nativas, em especial as endêmicas e ameaçadas encontradas no local; restrição às práticas de impacto negativo, como uso de agrotóxicos e a caça. BRESSAN (1996) afirma que se deve estabelecer restrições de uso, objetivando acrescentar um cinturão de proteção à área protegida e compensar as populações residentes pela perda de acesso a áreas restritas da unidade no entorno das unidades de conservação.

2.5 Tratamentos estatísticos para relações ecológicas

Os elementos naturais são de característica multifatorial. Numerosos processos bióticos e abióticos interagem, contribuindo para a formação de padrões estruturais, espaciais e temporais nas comunidades biológicas. Detectar e descrever estes padrões, bem como formular hipóteses sobre as possíveis causas que os regem, constituem os principais objetivos das técnicas de análises multivariadas (LIMA, 2002). Essas técnicas são aplicadas nos estudos ecológicos com o objetivo de analisar grandes tabelas de dados, visando descrever sua estrutura, quantificando o grau de associação entre

variáveis e objetos definindo, assim, comunidades biológicas e áreas ou períodos que possuem as mesmas características ecológicas.

A técnica disponível para analisar dados com mais de uma variável é conhecida como Análise Estatística Multivariada. O desenvolvimento dos pacotes estatísticos e a popularização dos computadores têm facilitado a análise de grandes quantidades de dados complexos, que passaram a ser utilizada na indústria, centros de pesquisas e universidades.

Um dos métodos muito utilizados nos estudos ecológicos é a análise de componentes principais (ACP), que é um método de ordenação com grande tradição nos estudos de ecologia florestal. Na atualidade, é mais utilizada para a síntese de dados ambientais, ou seja, na ordenação de sítios, a partir de variáveis ambientais (KENT & COKER, 1992). Como exemplos de seu uso com variáveis de solo, podem-se citar os estudos com padrões regionais de diferenciação de solos na Amazônia colombiana (LIPS & DUIVENVOORDEN, 1996), a ocorrência da macaúba em Minas Gerais, relacionada com atributos climáticos, pedológicos e vegetacionais (MOTTA et al., 2002) e regime de nutrientes em diferentes solos florestais de uma costa montanhosa do Canadá (SPLECHTNA & KLINKA, 2001).

A análise de correspondência canônica (CCA, *Canonical Correspondence Analysis*) tem por finalidade achar a correlação máxima entre combinações lineares de dois conjuntos de descritores Y e X. É uma ferramenta adequada para ordenar e analisar matrizes duplas de dados formados por descritores biológicos e físicos. Segundo TER BRAAK (1987), este método de ordenação consiste basicamente em sintetizar, em um gráfico com eixos perpendiculares, a variação multidimensional de um conjunto de variáveis. Esta ordenação é indicada para visualização de relações estreitas entre variáveis ambientais e abundância das espécies (KENT & COKER, 1992).

A CCA permite representar simultaneamente a ordenação espacial de amostras, espécies e variáveis ambientais, que mostram como o ótimo da comunidade varia de acordo com o ambiente (TER BRAAK & SMILAUER, 2002). Porém, TER BRAAK (1988) considerou que baixas porcentagens de variação são esperadas em ordenações de dados ecológicos, tendo em vista a complexidade dos fatores envolvidos na determinação da composição florística e estrutural de formações vegetais. Na interpretação da distribuição de espécies em consonância com as variáveis ambientais é preciso cautela, pois variáveis fundamentais, como as condições de luz e água e os fatores de dispersão das espécies, nem sempre são facilmente perceptíveis ou

mensuráveis. Além disso, as espécies são sensíveis às variáveis ambientais de uma forma interativa e não isoladamente. Dessa maneira, conclusões sobre a distribuição de espécies em face de variáveis ambientais só devem se aproximar de uma generalização após muitas repetições do mesmo padrão em diversas áreas (BOTREL et al., 2002).

Muitos pacotes estatísticos incluem este tipo de análise, como o PC-ORD (MCCUNE & MEFFORD, 1997), CANOCO 4.5 (TER BRAAK & SMILAUER, 2002), FITOPAC (SHEPHERD, 2006), entre outros. As variáveis ambientais a serem relacionadas precisam ser selecionadas, eliminadas as menos abundantes e correlacionadas. Esta seleção pode ser feita conforme sugerido por OLIVEIRA FILHO & RATTER et al. (1994), retirando-se todas as variáveis ambientais com correlação com os eixos da ordenação inferior a 0,4 ou com alta redundância. A estabilidade e o significado da CCA é comprovado através do teste de Monte Carlo, um teste não paramétrico que permite a validação da variância encontrada frente à variância simulada em inúmeras permutações.

Os estudos que buscam relacionar uma determinada fisionomia vegetal a fatores ambientais, se concentram principalmente na relação com o clima (BERTANI et al., 2001; BROTEL et al., 2002; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994a/b; COSTA & ARAÚJO 2001; ROSSI et al., 2005; ROCHA et al., 2005). Porém, em regiões climáticas semelhantes, a ocorrência de diferentes formações vegetais tem sido estudada na sua maioria com esforços para identificar relações com a fertilidade do solo (LIMA et al., 2003). Poucos trabalhos consideram a importância da água na dinâmica da vegetação (MARTINS et al., 2003) e trabalhos que consideram em conjunto estas duas variáveis de fertilidade e de disponibilidade de água são raros.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da região

A maior parte do estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do ribeirão das Anhumas, descrita a seguir. Dos 28 fragmentos estudados, quatro (três de cerrado e um de floresta) se encontram fora da bacia. A bacia hidrográfica do ribeirão das Anhumas drena parte do município de Campinas e está circunscrita pelas coordenadas 22° 45' 01" a 22° 56' 11" S e 46° 58' 42" a 47° 07' 01" W, correspondendo a uma superfície de 150,2 km², sendo a maior parte inserida no município de Campinas, no qual o ribeirão traça todo o seu percurso, e pequena parte no município de Paulínia (TORRES et al., 2006) (Figura 1 e 2).

Dos quatro fragmentos estudados fora da bacia, três se encontram em áreas adjacentes (bacia do Quilombo), a uma distância menor do que 5 km e em ambiente similar ao da bacia do ribeirão das Anhumas. Já o fragmento de cerrado de Viracopus está localizado a uma distância de 19 km da bacia do Anhumas, na bacia do rio Capivari.

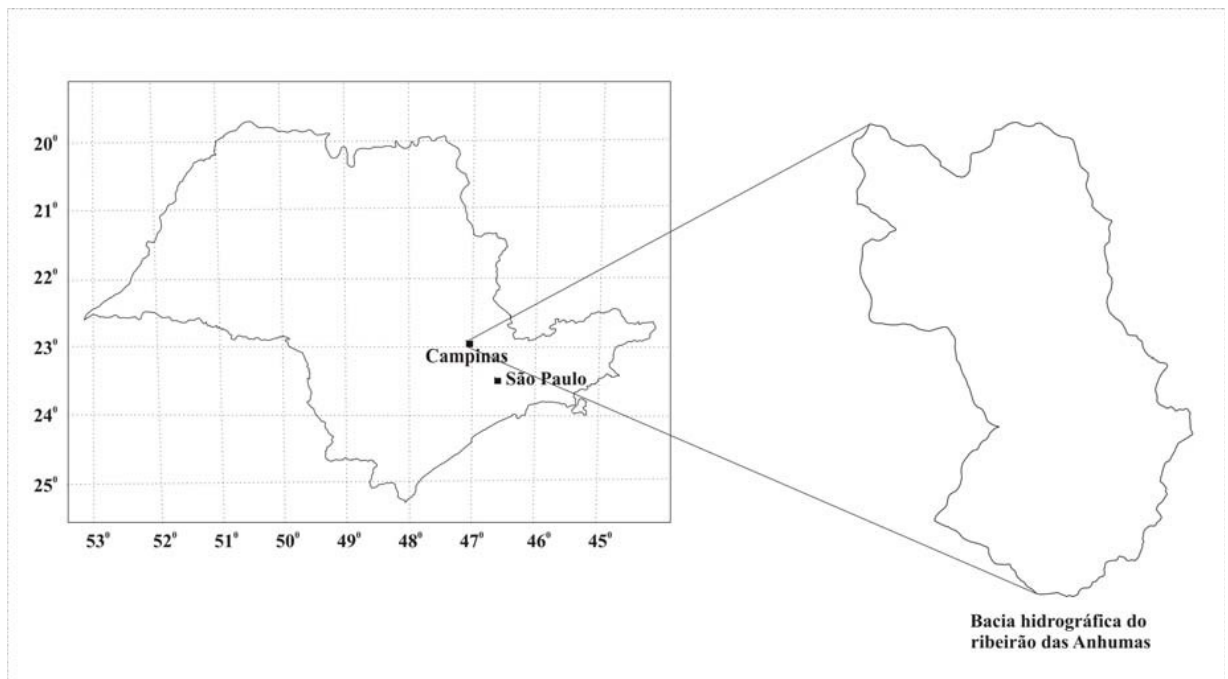


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do ribeirão das Anhumas no estado de São Paulo.

Situada em uma área de transição entre o Planalto Atlântico e a Depressão Periférica Paulista, a bacia do ribeirão das Anhumas, é constituída por relevo de colinas amplas, médias e pequenas, e por morrotes. Esses morrotes em alguns locais apresentam blocos rochosos esparsos por todo o terreno (INSTITUTO GEOLÓGICO, 1993). Os três fragmentos da bacia do ribeirão Quilombo possuem o relevo muito semelhante. Já o fragmento de Viracopos possui relevo de colinas amplas e interflúvios aplanados (CHRISTOFOLETTI, 1968).

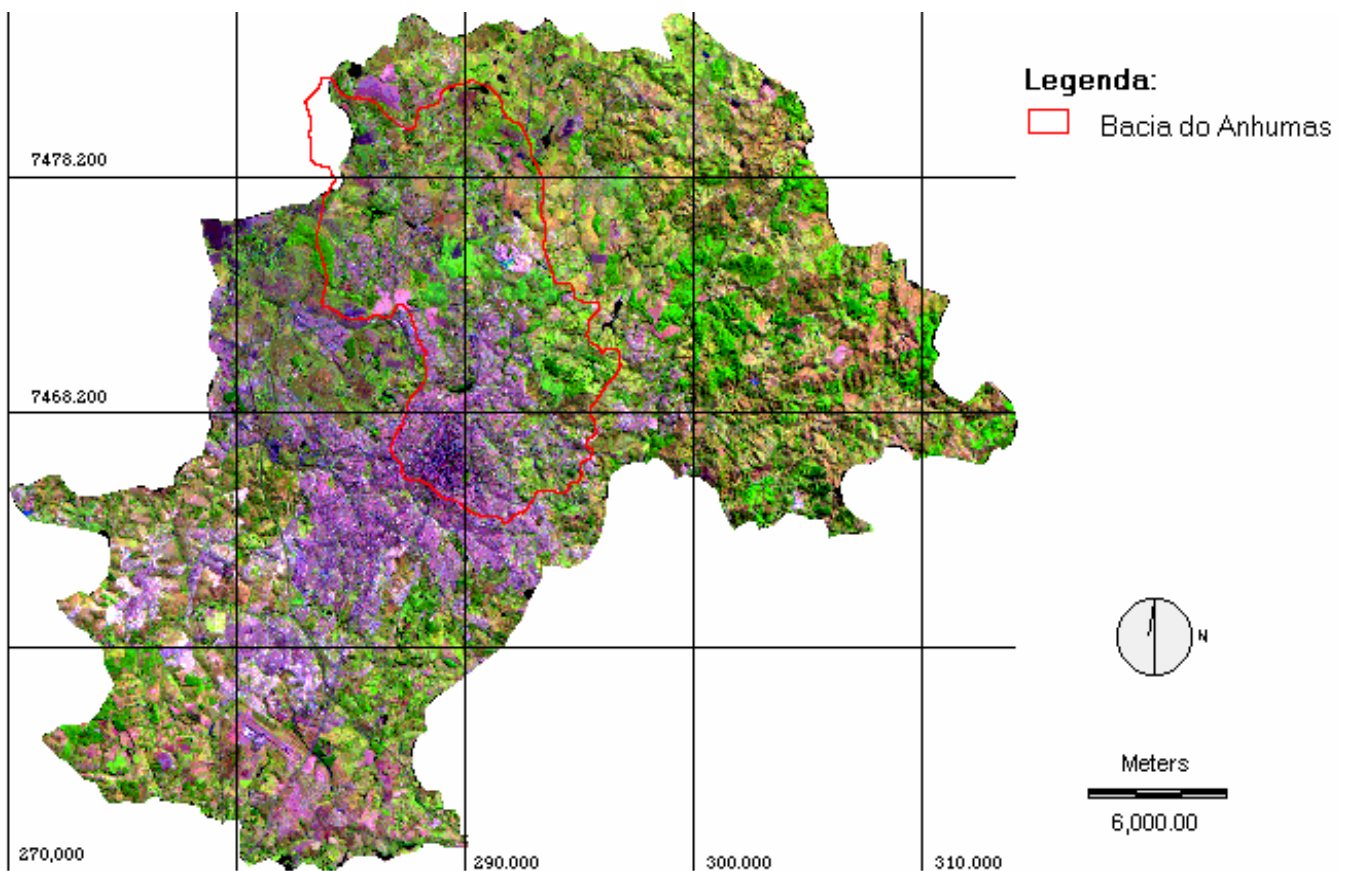


Figura 2. Bacia hidrográfica do ribeirão das Anhumas (delimitada por linha vermelha) no município de Campinas, em imagem composta das bandas 3, 4 e 5 do satélite Landsat-TM 5, de 1997 (TORRES et al., 2006)

De acordo com levantamento realizado pelo INSTITUTO GEOLÓGICO (1993), a região da bacia hidrográfica do ribeirão das Anhumas está assentada sobre aluviões, diabásicos, gnaisses bandados, ritmitos turbíticos, arenitos, diamictitos, milonitos e

aluviões. E na região de Viracopos está situada sobre sedimentos (diamictitos) do subgrupo Itararé.

De acordo com o mapa de solos da bacia hidrográfica do ribeirão das Anhumas (COELHO et al., 2006), os solos desta região são distribuídos em seis ordens dentro do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006): latossolos, argissolos, gleissolos, nitossolos, neossolos e cambissolos, com predomínio de latossolos (50,9%) e argissolos (41,4%).

COELHO et al. (2006) mapearam os latossolos nas porções centro-oeste, norte, nordeste, sul e sudoeste da bacia. Estes solos são acentuadamente drenados (latossolos argilosos) a fortemente drenados (latossolos de textura média) e muito profundos. A saturação por bases é variável, observando-se desde solos com elevada saturação por alumínio (distróficos álicos), até aqueles com saturação por bases elevada (eutróficos). Os latossolos eutróficos desta área são aqueles cujo material de origem tem maior influência do diabásio e ocorrem na porção centro-oeste da bacia. A textura dos latossolos é, com maior frequência, argilosa, podendo ser encontrados latossolos de textura média no norte e nordeste da bacia, quando influenciados por sedimentos da formação Itararé, e latossolos de textura muito argilosa, quando mais influenciados por materiais originários do diabásio (latossolos vermelhos eutroféricos e distroféricos).

Os argissolos ocorrem mais representativamente nas porções leste, sudeste e sul da bacia. Estes solos apresentam textura variável de arenosa a média, em superfície, e média a argilosa, em subsuperfície. Sua saturação por bases é, na maioria dos casos, baixa (distróficos), encontrando-se, porém, pequena proporção de argissolos com média a elevada saturação do complexo de troca por cátions básicos (solos eutróficos), em áreas de relevo mais ondulado, com litologia gnáissica ou granítica (sudeste e centro-oeste da bacia), em associação com Neossolos Litólicos ou não, e em áreas com influência do diabásio, no noroeste da bacia, próximo à foz do Anhumas no rio Atibaia. Estes argissolos da bacia são em geral profundos e, mais raramente, pouco profundos, estes últimos nas áreas de relevo mais ondulado relacionadas ao embasamento cristalino ou no centro-sul, relacionadas aos ritmitos predominantemente sílticos da formação Itararé. São solos mais frequentemente bem drenados, quando de textura mais grossa (e.g. arenosa/média) e pequena relação textural B/A, ou bem a moderadamente drenados, quando com relações texturais B/A mais elevadas (COELHO et al., 2006).

O município de Campinas está inserido no domínio de Mata Atlântica (IBGE, 1993). Segundo CHRISTOFOLETTI & FEDERICI (1972), a cobertura vegetal de

Campinas era originalmente constituída por florestas, campos cerrados e cerrados. Atualmente, cerca de 95% da vegetação nativa remanescente de Campinas é constituída pelas matas (KRONKA et al., 2005). Dos 159 fragmentos remanescentes do município de Campinas identificados por SANTIN (1999), 33 ocorrem na bacia do ribeirão das Anhumas, sendo 25 fragmentos pequenos, com área menor do que 10 ha (TORRES et al., 2006). Em conjunto, todos os fragmentos possuem 235,65 ha., correspondendo a apenas 1,56% do território da bacia do ribeirão das Anhumas (Figura 3). A bacia apresenta elevado grau de urbanização, com 46% de sua área urbanizada (ADAMI, 2006) e com 70% dentro do perímetro urbano

Os dados relativos ao clima da bacia foram os obtidos no posto meteorológico do Centro Experimental Central do Instituto Agrônômico (IAC). A distribuição pluvial segue o regime típico das zonas tropicais de baixa altitude, ou seja, verão chuvoso e inverno seco. Os dados de temperaturas médias mensais assinalam valores inferiores a 18 °C durante o inverno e superiores a 24 °C durante o verão, sendo junho o mês mais frio (17,1 °C) e janeiro, o mais quente (23,1 °C). Os dados dos valores médios de temperatura do ar e da precipitação pluvial encontrados permitem identificar o clima, segundo o sistema de Köppen, como do tipo Cwa, mesotérmico de inverno seco, com total de precipitação anual de 1.381 mm, deficiência hídrica de 16,7 mm (junho-setembro), e excedente hídrico de 361,1 mm (novembro-março). O regime hídrico dos solos bem drenados é údico, caracterizado por menos de 90 dias cumulativos com solo seco, ou seja, com o potencial matricial menor que -1500 kPa (SOIL SURVEY STAFF, 1999).

3.2 Fragmentos de vegetação nativa estudados

Dos 33 fragmentos de vegetação nativa da bacia do Anhumas (Figura 3), este trabalho se ateve aos 24 fragmentos que pertencem a formações vegetais de mata estacional semi-decídua e savana (cerrado), identificados com base em informações da literatura (SANTIN 1999), interpretação de imagens aéreas e trabalho de campo (TORRES et al., 2006). Alguns dos fragmentos da região não foram estudados por impedimentos de acesso ou por atual inexistência. O trabalho incluiu ainda quatro fragmentos próximos da bacia (três de cerrado e uma mata estacional).

Dentro da bacia do Anhumas somente foram encontrados dois remanescentes de cerrado, com isso, foi necessário melhorar a representação desta fisionomia, sendo

adicionado ao estudo três áreas de cerrado fora da bacia, e uma área de mata próxima ao divisor de águas do Anhumas.

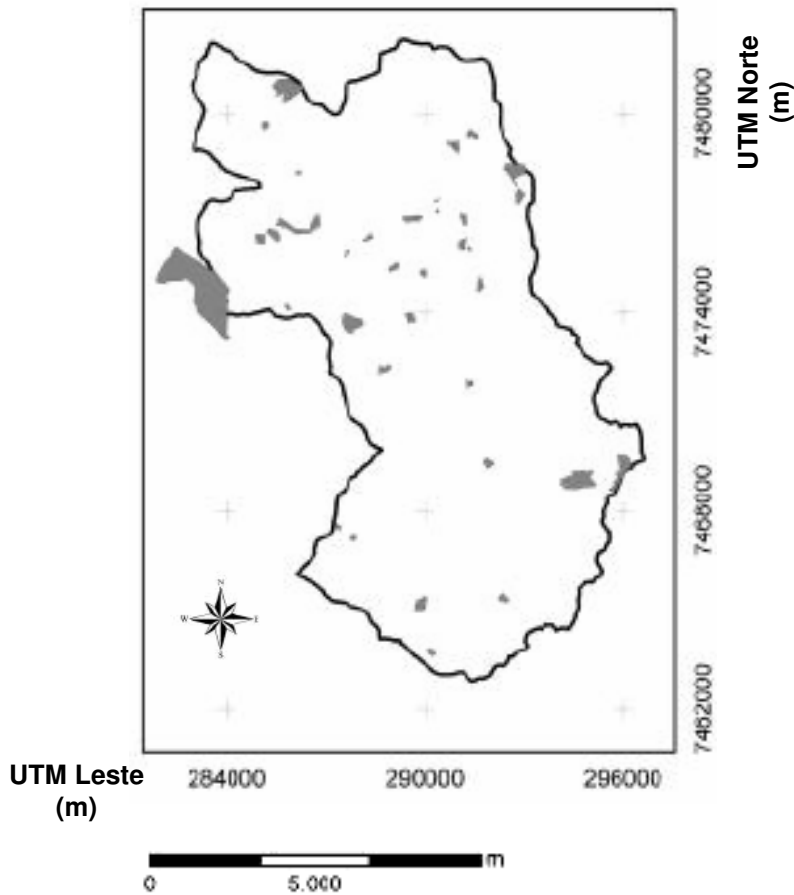


Figura 3: Delimitação da bacia do ribeirão das Anhumas e representação dos fragmentos de vegetação nativa.

Foi considerado como fragmento cada área com vegetação arbórea nativa distinta. Com isso a área de ocorrência de vegetação nativa da Vila Holanda, que é uma vegetação contínua foi dividida em dois fragmentos correspondendo a duas formações vegetais distintas. No total foram estudados 28 formações vegetais (24 na bacia do Anhumas e quatro de outras bacias hidrográficas no município de Campinas), sendo 22 de matas estacionais semi-decíduas, 5 cerrados e uma formação transicional. Os fragmentos com formação vegetal de mata higrófila não foram incluídos neste trabalho por fugirem ao objetivo deste, já que possuem constituição de espécies selecionadas pelo excesso de água no solo, fator que condiciona os principais atributos dos solos nesses ambientes.

3.3 Solo

3.3.1 Atividades de campo e coleta de materiais

Para a definição dos locais e estimativas do número e tipo de amostras em cada fragmento foi realizado um reconhecimento prévio através de duas a seis sondagens do solo, em diferentes locais, com trado do tipo holandês, selecionando o local apropriado para abertura da mini-trincheira. Foram coletadas e identificadas amostras deformadas e indeformadas dos horizontes A e B em mini-trincheira (dimensões aproximadas 1 m x 1 m x 1 m). As amostras deformadas foram coletadas em caixas de papelão, com aproximadamente 200 cm³ e enviadas para as análises físicas e químicas. Para as amostras indeformadas, foram utilizados cilindros metálicos de 100 cm³ de volume, para a determinação da densidade do solo e da curva de retenção de água (EMBRAPA, 1997). As amostras indeformadas foram coletadas com três repetições.

Os solos foram descritos morfologicamente segundo LEMOS & SANTOS (1996) e classificados no campo de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2006), chegando até o nível de subgrupo (4º nível categórico), e revisados posteriormente com os resultados das análises das amostras de solos coletadas.

3.3.2 Análise do solo

As amostras de solo foram avaliadas de acordo com a metodologia apresentada por CAMARGO et al. (1986) para: pH em água; pH em KCl 1mol.L⁻¹; pH em CaCl₂; matéria orgânica (Método Walkley-Back); alumínio, cálcio, magnésio e potássio trocáveis; fósforo disponível e acidez potencial (H + Al), CTC efetiva, soma de bases (S). A saturação por bases (V) e a saturação por alumínio (m) foram calculadas a partir dos dados analíticos. Para alguns fragmentos foi identificada, em campo, a necessidade de análises complementares medindo-se SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃ e TiO₂, determinados por meio da digestão sulfúrica, seguindo metodologia da EMBRAPA (1979). Alguns dados da análise química que refletem as mesmas informações e são, portanto, redundantes, foram excluídos dos dados ambientais na análise estatística.

Foi avaliada a granulometria pelo método do densímetro após agitação lenta por 16 h, segundo CAMARGO et al. (1986). Determinou-se os valores das frações silte, argila e areia para cada fragmento. Os dados de granulometria foram selecionados para a participação da matriz ambiental. Não utilizou-se todos os dados, pois a proporção de silte, argila e areia somam 100%, sendo variáveis dependentes, o que prejudicaria o tratamento estatístico e sua análise. Assim, foram selecionadas para análise apenas as proporções de argila e areia.

3.4 Vegetação

O levantamento florístico e fitossociológico foi padronizado em todos fragmentos. Em cada área amostral, foram estabelecidos 25 pontos-quadrantes (COTTAM & CURTIS 1956), distantes 10 m entre si, adicionando-se 1 m, eventual e sucessivamente, para se evitar a re-amostragem de algum indivíduo em pontos consecutivos em dois transectos (com 12 ou 13 pontos-quadrantes cada) paralelos. Foram incluídos todos os indivíduos arbóreos com 10 cm ou mais de CAP (circunferência à altura do peito), inclusive mortos. Além das medidas de CAP, foram tomadas medidas de altura e distância até o centro do ponto-quadrante. Após a identificação, foram determinados os parâmetros fitossociológicos de densidade e frequência e determinados os índices de diversidade (H') para cada amostragem efetuada (TORRES et al., 2006).

Adicionalmente, toda vez que uma espécie era amostrada pela primeira vez no conjunto do levantamento ou que ocorriam indivíduos amostrados cuja identificação não era feita com segurança em campo, coletaram-se amostras, mesmo se a árvores estivessem em estágio vegetativo. Em laboratório foi feita a identificação, através de material bibliográfico, por comparação com materiais previamente nomeados por especialistas, e eventualmente, por consulta a especialistas. Espécies em estágio reprodutivo sempre foram coletadas, mesmo quando não entravam na amostragem fitossociológica. Todo o material coletado, após os procedimentos usuais de prensagem, secagem e identificação, foi organizado em ordem alfabética de espécie, gênero e família. Todos os materiais férteis foram incorporados ao acervo do herbário IAC (www.iac.sp.gov.br).

Uma matriz de presença e ausência das espécies dos 28 fragmentos foi organizada para o cálculo da similaridade florística qualitativa utilizando-se o programa Fitopac

(SHEPHERD, 2006), através do índice de Jaccard (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974) segundo a fórmula:

$$IS_J = \left(\frac{c}{a + b + c} \right) \cdot 100$$

Em que:

a= número de espécies exclusivas do fragmento a.

b= número de espécies exclusivas do fragmento b.

c= número de espécies comuns aos dois fragmentos.

Utilizando os dados de densidade das espécies foi feita também à análise de similaridade quantitativa através do índice de similaridade Bray-Curtis. Em ambas as análises, para interpretar a similaridade florística entre os fragmentos, utilizou-se o método de média de grupo (UPGMA), em que o grupamento é feito com a média aritmética dos elementos, gerando um dendrograma no qual valores das ordenadas expressam as relações de similaridade entre os objetos indicados nas abscissas (SNEATH & SOKAL, 1973). Os resultados dos agrupamentos obtidos foram avaliados pela análise de coordenadas principais.

3.5 Água do solo

Das amostras indeformadas, foi analisada a retenção de água dos horizontes A e B dos solos para cada fragmento, num total de 162 amostras analisadas. Foi medida a capacidade de retenção de água da amostra saturada em -0,5 kPa, -6 kPa, -10 kPa, -30 kPa, -100 kPa e -1500 kPa. Todas estas medidas foram realizadas pelo método da câmara de pressão (RICHARDS, 1965) e seus resultados utilizados para a elaboração da curva de retenção através do modelo de GENUCHTEN (1980), o qual ajustou os 7 valores pontuais do conteúdo de água versus tensão. Os resultados obtidos foram tratados estatisticamente e elaborada a média das repetições. Foram elaboradas as curvas de retenção para os horizontes A e B dos 28 fragmentos, com exceção do horizonte B do fragmento Jardim do Sol (1Jsol) que teve amostras indeformadas deste horizonte perdidas. Com isso o total de curvas de retenção elaboradas foi de 55.

As curvas de retenção foram elaboradas através do programa SWRC, version 3.00 (DOURADO-NETO et al., 2000), utilizando o modelo de GENUCHTEN (1980), o qual contém os parâmetros θ_s , θ_r , n , α e m , calculados pelo programa. Nesse modelo, θ_s define a assíntota superior da curva, representando a umidade de saturação, enquanto θ_r define a assíntota inferior da curva, representando a umidade residual do solo; o parâmetro n é adimensional e reflete a forma da curva, enquanto que o α é expresso em $1/\text{kPa}$ e é afetado pela escala da tensão da água no solo. Cada parâmetro reflete numericamente parte da curva de retenção de água e, em consequência, parte do comportamento da água no solo. Além destes parâmetros foi calculado também o valor s (DEXTER, 2004) que reflete numericamente o comportamento da curva de retenção.

Além dos resultados obtidos pelo programa e dos parâmetros, a quantidade de macroporos, microporos e água disponível do solo foram calculadas. Foi considerada como água disponível a água retida no solo entre -10 kPa e -1500 kPa . Todos estes dados entraram na constituição da matriz de dados ambientais

3.6 Influência Antrópica

O levantamento fotográfico dos fragmentos foi realizado no laboratório de geoprocessamento do Instituto Agrônomo, utilizando-se fotografias aéreas digitais do município de 1962 e 1972. Estas fotos foram comparadas com imagens atuais de satélite capturadas pelo CBERS (Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres) em 2005. Este estudo não pode ser estendido completamente para os fragmentos fora da bacia, por utilizar fotografias aéreas disponíveis somente para a bacia do ribeirão das Anhumas, ficando os fragmentos fora da bacia com dados incompletos. Por isso, o estudo completo da influência antrópica abrangeu somente os 24 fragmentos da bacia do Anhumas.

Através do programa ILWIS Academic 3.3 (NIJMEIJER et al., 2001), foi elaborado um plano de informação do uso da terra de toda a bacia do ribeirão Anhumas dos anos de 1962, 1972 e 2005 (ADAMI et al., 2006). O plano de uso de 2005 foi cruzado com o mapa dos fragmentos florestais, gerando um *buffer* de 200 m em torno dos fragmentos, determinando o uso do entorno num raio de 200 m de cada fragmento para o ano de 2005.

Os resultados dos usos encontrados em torno dos fragmentos foram reunidos em cinco classes (urbano, rural, vegetação, capoeira e água), cujas áreas correspondentes

foram transformados em percentagem, demonstrando a contribuição de cada uso sobre o fragmento.

Áreas residenciais, comerciais, industriais, sistemas de transporte, estruturas de comunicação e energia elétrica, áreas em urbanização, instituições de educação, isto é, as áreas do território que são utilizadas diretamente pela urbanidade foram englobadas pela classe de uso urbano. Os usos rurais podem ser considerados como aqueles que visam à produção de alimentos (ANDERSON et al., 1976) e áreas associadas. A classe vegetação está representada pelos remanescentes florestais, cerrados, áreas de reflorestamento e silvicultura. Dos usos urbanos, rurais e de vegetação excluíram-se os componentes de vegetação rasteira, com gramíneas e/ou com arbustos pontilhados (macega, capinzal, pasto sujo e capoeira) para compor a classe da capoeira. Os espelhos d'água dos rios, lagos e reservatórios são englobados no uso água.

Além da caracterização da ação do homem, as fotos áreas digitalizadas de 1962 e 1972, quando comparadas com as imagens de satélite de 2005 do CBERS, permitiram avaliar a evolução dos fragmentos, estimando-se a percentagem de aumento ou redução de cada.

Através do programa ILWIS Academic 3.3 (NIJMEIJER, 2001), calculo-se a área e o índice de cobertura vegetal (NDVI) de cada fragmento, bem como elaboração-se índices que refletem o formato dos fragmentos da bacia do Anhumas. O NDVI foi calculado através da imagem do CBERS de 2005, medindo-se a reflexão média do fragmento. Com os dados obtidos pelos estudos da influência antrópica nos fragmentos, foi montada uma matriz, juntamente com alguns dados fitossociológicos, incluindo: percentagem dos usos em torno dos fragmentos (urbano, rural, vegetação, capoeira e água), NDVI, razão área/perímetro dos fragmentos, altura média das árvores dos fragmentos, perímetro médio, quantidade de indivíduos mortos, densidade de indivíduos, número de espécies, área basal e dominância.

3.7 Estatística

3.7.1 Seleção do método

As relações ambientais, incluindo as de solo-vegetação, são relações ecológicas estudadas por métodos estatísticos não paramétricos, como as análises multivariadas. As relações solo-vegetação tratam de dois conjuntos de informações distintas (espécies

vs. dados ambientais) e constituem-se em duas matrizes de dados. O conjunto de dados das duas matrizes foram avaliados previamente por análise de componente principal (PCA) para avaliação das variáveis, de sua redundância e distribuição prévia. Optou-se, todavia, por utilizar a CCA, onde espécies e variáveis ambientais são transformadas em coordenadas (*scores*) correspondentes à sua projeção em cada eixo de ordenação (*eigenvector*). O autovalor (*eigenvalue*) é o peso relativo de cada eixo na explicação da variância total dos dados. Parte-se do princípio de que a variação da vegetação, em termos de abundância das espécies, está intimamente ligada às variáveis ambientais e históricas.

3.7.2 Organização e preparação dos dados

Como requerido pela CCA, os dados foram inicialmente organizados em duas matrizes: a de espécies e a de variáveis ambientais. A matriz de espécies foi constituída pelo número de indivíduos por espécies de cada fragmento, sendo selecionadas as espécies mais abundantes, com densidade média igual ou superior a nove indivíduos por hectare. As espécies raras foram retiradas, pois apresentam pouca ou nenhuma influência nos resultados de ordenações (CAUSTON, 1988).

Para complementar o estudos e identificar possíveis influências antrópicas, foi elaborada uma terceira matriz de dados. Essa matriz teve seus dados selecionados dos estudos dos usos do entorno e do acompanhamento histórico dos fragmentos, bem como de alguns dados fitossociológicos do estudo de vegetação.

As matrizes de vegetação, ambiental e antrópica foram normalizadas de acordo com as recomendações de TER BRAAK (1995), sendo que os valores de densidade foram transformados pela expressão $\log_{10}(x + 1)$, assim como os dados ambientais, com exceção dos dados de pH do solo que foram mantidos, e os de percentagem, que foram transformados em $\arcsin(x/100)$, para compensar os desvios causados por alguns poucos valores muito elevados. A matriz de dados ambientais incluiu, por fragmento: as propriedades químicas, físicas e de retenção de água para os horizontes A e B do solo, totalizando 56 variáveis. Para a análise de CCA ser estatisticamente válida o número destas variáveis ambientais é limitado pelo número de linhas da matriz, no caso o número de fragmentos (28).

Para sua seleção, as variáveis ambientais foram, inicialmente, divididas em dois grupos (variáveis do horizonte A e variáveis do horizonte B). Iniciou-se uma seleção

prévia eliminando-se as variáveis que possuíam o mesmo significado ambiental e as complementares de cada grupo, até atingir um número inferior a 28 variáveis. As duas planilhas, do horizonte A e do horizonte B ficaram com 21 variáveis cada uma, com as quais foram realizadas análises preliminares através da CCA, selecionando-se novamente as variáveis com correlação ponderada superior a 0,4, conforme descrito por OLIVEIRA-FILHO & RATTER (1994), em cada um dos grupos. As variáveis selecionadas foram unidas em uma matriz única para obter o resultado final da CCA. A matriz antrópica foi constituída por 15 variáveis, ambientais não sendo necessário uma seleção prévia. As variáveis antrópicas com correlação igual ou superior a 0,4 foram unidas à matriz ambiental.

No processamento da CCA, utilizou-se o programa FITOPAC 1.6 (SHEPHERD, 2006) para produzir uma ordenação com vários eixos, no qual a distribuição das espécies e parcelas é representada por pontos, enquanto que as variáveis ambientais são representadas por setas, indicando a direção do seu gradiente máximo, sendo o comprimento da seta proporcional à correlação da variável com os eixos. O teste de permutação de Monte Carlo (TER BRAAK, 1988) foi utilizado para avaliar o nível de significância dos eixos de ordenação.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Tipos de solos

Os 28 fragmentos estudados e os solos encontrados em cada um deles estão apresentados na tabela 1. Os solos pertencem às ordens dos latossolos (11 fragmentos), argissolos (11), nitossolos (3), cambissolos (2) e neossolos (1). Considerando os solos de todos os fragmentos, incluindo os de fora da bacia, encontrou-se uma frequência semelhante à encontrada no levantamento da bacia do Anhumas, realizado por COELHO et al. (2006). Os autores encontraram predomínio de solos bem desenvolvidos, sendo 50,9% de latossolo e 41,4% de argissolos, com o restante distribuído entre gleissolos, nitossolos, neossolos e cambissolos. Pode-se dizer, com isso, que os solos estudados nos fragmentos representam bem os solos que ocorrem na bacia.

Muitos fragmentos florestais da bacia identificados por SANTIN (1999) não foram incluídos neste estudo, por motivos variados (Tabela 2): o acesso à área não foi permitido ou ocorreu o desaparecimento (por queima e/ou derrubada) do fragmento (Sítio Yamaguti). Porém a maior parte dos fragmentos da bacia do Anhumas não considerados neste estudo, são os de mata higrófila e os reflorestados (TORRES et al., 2006). Os fragmentos de mata higrófila não foram aqui estudados pelo fato de que, nesta formação vegetal, tanto os principais atributos do solo, quanto os de vegetação são determinados pelo excesso de água. Sendo esta relação de causa-efeito conhecida, com ambos elementos (solo e vegetação) sofrendo grandes variações em função da água, isto poderia vir a confundir outras relações que se procuram identificar, a exemplo dos atributos do solo influenciando outras fisionomias vegetais. Também não foram estudados os fragmentos em que houve reflorestamento com espécies nativas, por estes possuírem a seleção de vegetação não direcionada por fatores naturais.

Tabela 1. Fragmentos estudados, localização (UTM em metros) e classificação da vegetação, e do solo, do município de Campinas, SP.

Fragmento (Abreviação)	Abrev.	Cord. UTM N/L	Amb.	Classificação do Solo (Abreviação)
1.Jardim do Sol	(JSol)	7.478.265/286.183	MESD	LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (LVdf)
2.Condomínio. Rio das Pedras	(CRPe)	7.476.829/286.713	MESD	LATOSSOLO VERMELHO Eutroférico típico (LVef)
3.Jardim. Miriam	(JMir)	7.475.945/291.295	MESD	ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Eutrófico abrupto (PVAe)
4.Bosque São José	(BqSJo)	7.463.610/290.215	MESD	ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico típico (PVAd)
5.Bosque. Chico Mendes	(BqCM)	7.471.160/291.475	MESD	ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico nitossólico (PVAd)
6. Bosque dos Italianos	(BqIt)	7.467.675/287.400	MESD	LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (LVd)
7. Bosque dos Alemães	(BqAl)	7.467.150/287.860	MESD	LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico típico (LVAd)
8.Vila Holândia I	(VHo1)	7.480.616/285.822	MT	LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico típico (LVAd)
9. Bosque dos Jequitibás	(BqJe)	7.465.000/289.800	MESD	ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico abrupto (PVAd)
10. Bosque da Paz	(BqPa)	7.291.945/291.945	MESD	NITOSSOLO HÁPLICO Eutrófico típico (NXe)
11.Vila Holândia II	(VHo2)	7.480.616/285.822	C	LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico típico (LVAd)
12.Laboratório. Síncroton	(LaSi)	7.476.912/289.580	C	ARGISSOLO VERMELHO Distrófico latossólico (PVd)
13.Mata Santa. Genebra*	(MSGe)	7.474.451/283.892	MESD	ARGISSOLO VERMELHO Distrófico típico (PVd)
14.Sítio. São. Francisco	(SSFr)	7.475.940/291.075	MESD	ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Eutrófico típico (PVAe)
15.Parque. Ecologico. M.E.J.Salim	(PqEc)	7.465.310/292.240	MESD	NEOSSOLO FLÚVICO Tb Distrófico típico (RUBd)
16.Fazenda São Bento	(SBen)	7.477.600/292.840	MESD	ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico latossólico (PVAd)
17.Residencial. Manacás	(RsMa)	7.479.661/232.850	MESD	NITOSSOLO VERMELHO Eutroférico latossólico (NVef)
18.Condomínio. AlphaVille	(CALp)	7.474.671/291.694	MESD	ARGISSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico abrupto (PVAd)
19. Condomínio. Estancia. Paraíso I	(CEP1)	7.477.059/290.362	MESD	ARGISSOLO AMARELO Distrófico abrupto (PAd)
20.Mata.Santa. Genebrinha	(MSGi)	7.473.439/287.822	MESD	ARGISSOLO VERMELHO Eutrófico típico (PVe)
21.Mata. do Boi Falô	(MBof)	7.472.294/288.754	MESD	CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico típico (Cxbe)
22.Fazenda. Argentina I	(FAR1)	7.473.669/289.461	MESD	NITOSSOLO VERMELHO Distroférico latossólico (NVdf)
23.Fazenda. Argentina II	(FAR2)	7.475.150/289.950	MESD	LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (LVdf)
24.Fazenda.Santa. Elisa cerrado	(CECc)	7.452.281/277.485	C	LATOSSOLO AMARELO Distrófico típico (LAd)
25.Aeroporto.Viracopos	(Vira)	7.452.950/279.772	C	LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico típico (LVAd)
26.Parque. Xangrilá II	(PXA2)	7.477.646/292.879	MESD	LATOSSOLO AMARELO Distrófico argissólico (LAd)
27.Fazenda Santa. Elisa mata	(MSE1)	7.469.995/287.863	MESD	LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (LVd)
28.São Marcos	(SMar)	7.472.468/281.746	C	CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Eutroférico léptico (Cxbe)

Coord. = coordenada UTM, em metros; **amb.** = ambiente: **MESD** = Mata Estacional Semidecídua; **C** = cerrado; **MT** = Mata Estacional semidecídua com elementos de cerrado. *Fragmento com participação parcial de sua área por se encontrar sobre o divisor de águas da bacia do ribeirão das Anhumas.

Dentro dos 28 fragmentos estudados neste trabalho, incluindo os 4 fragmentos de fora da bacia do Anhumas, cerca de 90% possuem solos profundos com 40% de latossolo e 40 % de argissolos. Com a exclusão dos solos dos fragmentos situados fora da bacia, as freqüências dos solos sofrem uma sensível alteração. Mantêm-se o predomínio de solos profundos (91%), porém os argissolos passam a predominar com 46%, enquanto que os latossolos estão presentes em apenas 33% dos 24 fragmentos da bacia do Anhumas, sendo uma freqüência diferente da encontrada por COELHO et al. (2006). Segundo o estudo destes autores o latossolo predomina na região, ocupando 50,9% da bacia. Esta diferença encontrada dentro da bacia pode também ter influenciado o baixo número de fragmentos de cerrado encontrados na região, já que estes apresentam uma aparente distribuição preferencial em latossolo. Isto pode ser constatado na literatura, que considerando apenas os remanescentes mais extensos e menos dissecados, atribui ao cerrado ocorrência sobre latossolo e neossolos quartzarênicos profundos, bem drenados, distróficos, ácidos e álicos e raramente sobre solos mesotróficos (HARIDASAN, 1992).

Dos cinco fragmentos de cerrado estudados, três estão sobre latossolo, um sobre cambissolo léptico (28SMar), solos que não possuem gradiente textural (Tabela 3). Apenas o fragmento do Laboratório Síncrotron está sobre um argissolo, que apresenta, todavia, caráter latossólico. A inclusão de três fragmentos de cerrado, mesmo que de fora da bacia do Anhumas, aproximou mais a freqüência de solos estudada à freqüência de solos da bacia do Anhumas como um todo, encontrada por COELHO et al. (2006).

Os fragmentos de matas, apesar de presentes numa grande variedade de solos, estão distribuídos em 10 dos 11 argissolos encontrados na região, sendo a classe de solo com maior freqüência nas matas. Os demais fragmentos de mata encontram-se sobre latossolo (7), nitossolos (3) e cambissolo (1). As matas possuem uma distribuição bem heterogênea de solos, apesar de indicar preferência por solos com gradiente textural, estão em solos com maiores diferenças de fertilidade, textura e profundidade entre si. Segundo RUGGIERO (2000), a floresta estacional estaria restrita a solos com maior teor de argila, umidade e saturação por bases trocáveis do que os solos de cerrado.

Os solos sob cerrado, com exceção do fragmento São Marcos (28SMar), são solos pobres (distróficos), o que é esperado para este tipo de vegetação. De modo geral, a maioria dos solos sob cerrado *sensu stricto* ou sob cerradão são latossolos distróficos com alta saturação de alumínio (HARIDASAN, 2000). GOODLAND (1971) destaca os aspectos negativos de baixa fertilidade e alta saturação de alumínio desses solos e sua

relação com o escleromorfismo das espécies nativas. Este único cerrado com solo eutrófico (28SMar) possui impedimento de profundidade, sendo um solo pouco profundo. Isto se reflete em um menor volume de solo para ser explorado pelas raízes, o que pode causar maior déficit hídrico que nos solos mais profundos durante a estação seca. Além dos seus horizontes diagnósticos principais, os atributos que diferenciam esses solos de mata e de cerrado são: textura, saturação por bases e alumínio, gradiente textural, estrutura, profundidade efetiva e regime hídrico.

Tabela 2. Fragmentos remanescentes não estudados de vegetação nativa da bacia do ribeirão das Anhumas (Campinas, SP), com localização (UTM em metros), classificação da vegetação e seus impedimentos de estudo.

Fragmento	Coordenada UTM (Norte/Leste)	Ambiente	Impedimento de Estudo
Fazenda Rio das Pedras	7476.144/285.298	MESD	entrada não autorizada
Recanto Yara	7473.917/285.817	MP	tipo do ambiente
Fazenda Argentina.–brejo	7475.245/289.687	MP	tipo do ambiente
Sítio. San Martinho	7476.436/288.276	MP	tipo do ambiente
Parque Ecologico. Prof. H. de F. Leitão Filho	7475.698/287.551	MP	tipo do ambiente
Fazenda Anhumas		MESD	entrada não autorizada
Fazenda. Pau D´Alho	7476.184/232.912	MESD	reflorestamento
Sítio Yamaguti	7478.927/289.686	C	desmatado
Fazenda Monte D´Este I e II	7479.278/291.442	MP	tipo do ambiente
Fazenda São Quirino	7468.810/294.393	MESD	reflorestamento
Haras São Quirino	7469.802/296.167	MESD	reflorestamento

MESD = Mata Estacional Semidecídua, **C** = cerrado, **MP**= Mata Paludicola.

4.1.1. Granulometria

Na tabela 3 estão apresentados os resultados da granulometria dos solos e sua classificação textural nos horizontes A e B. De modo geral, existe um predomínio de textura argilosa, principalmente no horizonte B. Sessenta por cento dos fragmentos possuem solos entre argilosos ou muito argilosos. A maioria dos solos apresentou gradiente textural, ficando, em média, com 48 % de argila horizonte B e com 34 % de argila no horizonte A.

Não há uma relação clara entre a granulometria do perfil e a fisionomia vegetal. Os fragmentos de cerrado, juntamente com o fragmento de transição da Vila Holândia (08VHo1), no horizonte A, tiveram solos variando entre franco-argiloarenosos a muito argilosos e no B, de argiloarenoso a muito argiloso, sendo bem heterogêneos quanto à

textura. As matas também apresentam grande variedade de granulometria, de muito argilosa a franco arenosa nos horizontes A e B.

Tabela 3. Granulometria do solo de remanescentes de vegetação nativa em Campinas, SP.

	Horizonte A				Classe Textural	Horizonte B				Classe Textural
	Prof. cm	Arg g/kg	Are g/kg	Sil g/kg		Prof. cm	Arg g/kg	Are g/kg	Sil g/kg	
01Jsol	0-20	563	296	141	Argila	80-100	625	254	121	Muito Argilosa
02CRPe	0-15	488	247	265	Argila	47-95	588	213	200	Argila
03JMir	0-20	138	676	187	Franco-arenosa	60-80	425	457	118	Argiloarenosa
04BqSJo	0-18	150	681	169	Franco-arenosa	55-65	350	516	134	Argiloarenosa
05BqCM	0-14	350	382	268	Franco-argilosa	40-60	650	234	116	Muito Argilosa
06BqIt	0-15	475	325	200	Argila	50-60	475	389	136	Argila
07BqAl	0-12	363	517	121	Argiloarenosa	42-80	438	452	111	Argiloarenosa
08VHo1	10-20	350	532	118	Argiloarenosa	60-70	425	486	89	Argiloarenosa
09BqJe	0-12	200	644	156	Franco-arenosa	60-70	425	456	119	Argiloarenosa
10BqPa	0-20	325	357	318	Franco-argilosa	40-60	450	317	233	Argila
11VHo2	0-18	400	448	152	Franco-argilosa	60-70	475	410	115	Argila
12LaSi	0-25	213	538	250	Franco-argiloarenosa	65-75	413	484	104	Argiloarenosa
13MSGe	0-15	288	556	157	Franco-argiloarenosa	80-90	488	398	114	Argila
14SSFr	0-25	238	513	250	Franco-argiloarenosa	60-70	488	275	237	Argila
15PqEc	8-20	213	574	213	Franco-argiloarenosa	80+	163	651	187	Franco-arenosa
16SBen	0-14	188	700	112	Franco-arenosa	60-70	438	485	77	Argiloarenosa
17RsMa	0-15	513	336	152	Argila	55-75	638	253	109	Muito Argilosa
18CAIp	0-18	288	478	234	Franco-argiloarenosa	53-80	538	240	222	Argila
19CEP1	0-20	238	609	154	Franco-argiloarenosa	70-90	463	361	177	Argila
20MSGi	0-15	288	547	165	Franco-argiloarenosa	60-80	563	352	86	Argila
21MBoF	0-18	213	601	187	Franco-argiloarenosa	40-50	188	621	192	Franco-arenosa
22FAr1	0-20	538	266	196	Argila	35-70	688	174	138	Muito Argilosa
23FAr2	0-25	538	235	228	Argila	45-75	688	177	136	Muito Argilosa
24CECc	0-10	313	631	56	Franco-argiloarenosa	50-90	388	536	77	Argiloarenosa
25Vira	0-20	513	371	116	Argila	75-110	588	327	85	Argila
26PXa2	0-15	188	732	80	Franco-arenosa	65-80	313	626	61	Franco-argiloarenosa
27MSEI	0-15	438	413	149	Argila	30-70	438	406	156	Argila
28SMar	0-12	613	266	122	Muito Argilosa	12-60	613	240	147	Muito Argilosa

Prof. = profundidade; **Arg** = argila; **Are** = areia; **Sil** = silte

Na ordem dos Argissolos, o aumento da quantidade de argila no horizonte B em relação ao horizonte A, conhecido como gradiente textural, é elevado pela própria definição da classe (EMBRAPA, 2006). Esse gradiente textural geralmente está associado, nos solos de textura argilosa, a uma organização mais adensada das partículas no horizonte B, expressa comumente por um arranjo estrutural em blocos (LEMOS e SANTOS, 1996). Essa estrutura em blocos e a porosidade dela conseqüente conduzem a uma maior retenção de água no horizonte B, levando eventualmente, em

especial nos episódios de chuva mais duradouros e/ou intensos, a uma maior saturação de água no horizonte A, pela dificuldade de percolação da água. Este é um comportamento diferente do dos latossolos, que não possuem significativo gradiente textural entre os horizontes e possui predomínio de estrutura do tipo granular no horizonte B, o que facilita a infiltração da água para maiores profundidades. O predomínio de matas nos argissolos (Tabela 1) parece estar associado a esta característica de retenção de água, causada pela estrutura do B e gradiente textural no perfil. Por sua vez, os cerrados na área de estudo aparentam associação aos solos com baixo gradiente textural e estrutura granular, que confere maior drenagem (Tabela 2). No caso da vegetação de cerrado, que possui grande parte da biomassa de seu sistema radicular em subsuperfície (HARIDASAN, 2000), parece existir uma adaptação para buscar água em maiores profundidades.

A presença dos cerrados somente em solos com baixo gradiente textural na região estudada e, conseqüentemente, com alta drenabilidade nos horizontes A e B, leva à hipótese de associação desta vegetação a solos com regime hídrico mais seco durante a estiagem, criando uma situação de clima de solo ústico, típico de cerrados *sensu stricto*. Estes solos bem drenados são típicos de cerrado, como é confirmado pelo trabalho de HARIDASAN (2000), que atribui aos cerrados solos tipicamente profundos, bem drenados, ácidos e distróficos. A grande heterogeneidade das matas e dos cerrados quanto aos solos e texturas, demonstra que estes fatores não são os únicos determinantes do tipo vegetação em um local, sendo a distribuição dos biomas influenciada por outras variáveis do solo e, ainda, climáticas e antrópicas.

4.1.2. Química e fertilidade do solo

Os resultados apresentados nas tabelas 4 e 5 demonstram que os solos da região, de maneira geral, apresentam baixa fertilidade e toxidez por alumínio. Dos 28 solos caracterizados, apenas sete são eutróficos (V% igual ou maior que 50% no horizonte B), 13 possuem saturação por alumínio (m%) acima de 50 % no horizonte B e seis no horizonte A, dos quais quatro são cerrados e um é fragmento de transição.

A acidez dos solos ganha destaque devido a sua presença em grande parte dos fragmentos, principalmente no horizonte B. Segundo os valores considerados pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), no horizonte A, 12 solos são moderadamente ácidos (pH entre 6,5-5,4), 15 são fortemente ácidos (pH entre

5,3 a 4,3), e apenas um fragmento possui solo moderadamente alcalino (pH entre 7,4 a 8,3), conforme a tabela 4. Já no horizonte B encontramos um aumento considerável da acidez (Tabela 5), dois solos são extremamente ácidos (pH abaixo de 4,3), 20 são fortemente ácidos e apenas seis moderadamente ácidos (Tabela 5). Com isso, teríamos pelo menos 22 fragmentos de vegetação com problema de acidez. Destes 22 fragmentos incluem-se 17 matas, quatro cerrados e o fragmento de transição. O único fragmento de cerrado sem problema de acidez de solo é o do São Marcos (28 Smar) que tem apresentado várias exceções dentro do grupo dos cerrados, pois possui um solo eutrófico e baixa saturação por alumínio. Todos os demais fragmentos de cerrado, incluindo o fragmento de transição, possuem fertilidade baixa.

Tabela 4. Atributos químicos do horizonte A dos solos dos remanescentes de vegetação nativa em Campinas, SP.

	pH			M.O. g kg ⁻¹	P mg kg ⁻¹	K	Ca	Mg	Al	H+Al mmol kg ⁻¹	SB	T	V	m ---%---
	H ₂ O	KCl	CaCl ₂											
01Jsol	4,4	4,0	4,0	31	4	0,9	7	4	14	70	12	82	15	54
02CRPe	7,4	6,8	6,9	91	21	7,4	220	28	0	8	255	263	97	0
03Jmir	6,4	5,7	5,9	29	9	5,4	35	35	0	15	58	73	80	0
04BqSJo	4,7	4,0	4,1	33	7	2,8	9	3	6	38	15	53	28	29
05BqCM	5,7	5,1	5,2	81	17	1,9	64	15	0	45	81	126	64	0
06BqIt	4,9	4,3	4,4	43	5	1,1	17	5	4	51	23	74	31	15
07BqAl	4,5	3,8	3,9	79	12	2,0	20	7	20	118	29	147	20	41
08Vho1	4,4	3,8	3,8	44	6	2,6	3	1	17	78	7	85	8	72
09BqJe	4,7	4,0	4,1	36	6	1,9	9	2	6	40	13	53	24	32
10BqPa	6,5	5,8	6,3	54	14	5,3	79	17	2	16	101	117	86	2
11Vho2	4,3	3,5	3,6	52	8	1,4	2	1	21	101	4	105	4	83
12LaSi	4,5	3,8	3,8	29	4	1,0	1	1	16	45	3	48	6	84
13MSGe	6,2	6,0	5,8	35	12	2,2	95	24	0	13	121	134	90	0
14SSFr	5,6	4,5	4,7	39	9	2,0	18	13	3	35	33	68	49	8
15PqEc	4,9	4,1	4,3	18	4	1,4	10	3	7	32	14	46	31	33
16Sben	4,6	4,0	4,1	32	9	0,6	16	3	10	55	20	75	26	34
17RsMa	4,5	4,0	4,1	42	20	2,2	12	9	13	76	23	99	23	36
18Calp	6,4	6,1	6,1	50	22	3,6	127	23	0	11	154	165	93	0
19CEP1	5,1	4,2	4,5	31	13	2,1	19	9	5	42	30	72	42	14
20MSGi	5,6	5,1	5,2	43	16	4,3	78	16	0	35	98	133	74	0
21MboF	6,1	5,6	5,8	12	49	3,2	84	16	0	11	103	114	90	0
22Far1	6,5	6,1	6,2	32	12	6,2	96	30	0	17	132	149	89	0
23Far2	6,3	5,8	6,0	36	9	1,0	93	26	0	23	120	143	84	0
24CECc	4,6	3,9	4,0	28	6	1,9	5	4	13	54	11	65	17	54
25Vira	4,4	3,8	3,8	54	8	1,8	3	3	25	111	8	119	7	76
26Pxa2	4,8	4,2	4,3	49	14	1,4	40	12	6	60	53	113	47	10
27MSEl	6,6	6	6,3	40	13	3,8	166	78	0	24	248	272	91	0
28Smar	6,0	5,1	5,6	109	42	4,2	110	22	0	77	136	213	64	0

M.O.= matéria orgânica; P= fósforo; K= potássio; Ca= cálcio; Mg = magnésio; H+Al= acidez potencial; SB= soma de bases; T= capacidade de troca de cátions; V= saturação por bases; m= saturação por alumínio.

Ao contrário do pH, a acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$) é maior em superfície, diminuindo em profundidade. A acidez potencial está diretamente relacionada com o teor de matéria orgânica, que segue o mesmo padrão de distribuição, ou seja, se reduz com a profundidade (Tabelas 4 e 5). Os dados químicos mostram uma relação entre os fragmentos de cerrado e a fertilidade de solo. Nesses cinco fragmentos de cerrado, quatro estão em solos com baixa saturação por bases (V%) e alta saturação por alumínio (m%), tanto no horizonte A quanto no B. Tais dados corroboram as duas teorias da formação dos cerrados. A primeira, do escleromorfismo oligotrófico, associa a morfologia peculiar das plantas de cerrado a um inadequado suprimento pelo solo de nutrientes essenciais (ARENS, 1963). A segunda, do escleromorfismo aluminotóxico, defende a idéia de que a principal causa do predomínio desse tipo de vegetação são os altos níveis de Al trocável no solo (GOODLAND, 1971).

Os fragmentos de mata estão na sua maioria presentes em solos com maiores saturação por bases e menores saturação por alumínio, ou seja, mais férteis. Conforme RUGGIERO (2000), as florestas estacionais semidecíduas são mais seletivas quanto ao solo, sendo encontradas em condições edáficas (físicas e químicas) melhores que os cerrados.

No horizonte A dos solos sob floresta somente o fragmento do Jardim do Sol possui m% acima de 50%, a maioria dos demais fragmentos de mata estão bem abaixo deste valor de saturação por alumínio, todos com saturação por bases acima de 20%, sendo que 11 destes fragmentos de mata possuem V% acima de 50%. Já no horizonte B, o problema de toxidez por Al aparece em um maior número de solos (Tabela 5), com solos de fragmentos sob mata apresentando m% acima de 50%, todos acompanhados de baixa saturação por bases neste horizonte (V% abaixo de 12%). A observação dos dados do horizonte A deixa bem clara a diferença de fertilidade entre os fragmentos de cerrado e os de mata. Exceção feita apenas no Jardim do Sol (mata) e no São Marcos (cerrado).

Apesar da baixa fertilidade do solo no Jardim do Sol, ele possui uma grande quantidade de argila (Tabela 3) e relativamente elevados valores de T (capacidade de troca catiônica) nos horizontes A e B (Tabelas 4 e 5), que favorecem retenção de água. O solo do fragmento São Marcos tem características de solo de mata, porém, conforme o indicado na tabela 1, esse solo é um cambissolo léptico, solo pouco profundo, com impedimento físico de profundidade, o que limita a reserva de água e o crescimento radicular.

Tabela 5. Atributos químicos do horizonte B do solo dos remanescentes de vegetação nativa da região de Campinas, SP.

	pH			M.O. g kg ⁻¹	P mg kg ⁻¹	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	T	V	m
	H ₂ O	KCl	CaCl ₂											
01Jsol	4,4	3,8	3,9	14	1	1,2	2	3	11	60	6,2	66	9	64
02CRPe	6,5	6,0	6,1	12	5	0,9	25	15	0	14	40,9	55	74	0
03Jmir	5,7	4,8	5,2	12	2	3,5	8	8	0	9	19,5	29	68	0
04BqSJo	4,7	3,9	4,0	14	1	3,5	4	4	8	25	11,5	37	32	41
05BqCM	5,1	4,5	4,5	14	3	1,5	4	4	3	22	9,5	32	30	24
06BqIt	4,3	3,9	3,9	23	1	0,2	2	1	13	47	3,2	50	6	80
07BqAl	4,4	3,9	3,9	23	1	0,2	1	1	19	68	2,2	70	3	90
08Vho1	4,2	4,1	4,0	15	1	0,2	1	1	12	34	2,2	36	6	85
09BqJe	4,6	3,1	4,0	9	1	0,3	5	5	5	16	10,3	26	39	33
10BqPa	6,0	5,4	5,8	10	1	2,3	19	8	2	10	29,3	39	75	6
11Vho2	4,4	4,1	4,1	16	1	0,6	1	1	9	29	2,6	32	8	78
12LaSi	4,4	4,1	4,1	14	1	0,2	1	1	10	25	2,2	27	8	82
13MSGe	4,7	4,2	4,2	12	1	0,2	2	2	9	35	4,2	39	11	68
14SSFr	5,2	4,6	4,9	8	1	0,9	7	11	2	15	18,9	34	56	10
15PqEc	4,4	3,9	3,9	7	1	0,2	1	1	13	29	2,2	31	7	86
16Sben	4,3	4,0	3,9	11	1	0,1	1	1	18	44	2,1	46	5	90
17RsMa	4,7	4,5	4,5	17	3	1,0	17	10	5	28	28,0	56	50	15
18Calp	5,2	5,0	5,1	10	1	4,1	7	6	0	19	17,1	36	47	0
19CEP1	4,3	3,7	3,8	8	1	1,4	1	1	20	43	3,4	46	7	85
20MSGi	5,2	4,6	4,8	12	1	2,8	20	9	1	21	31,8	53	60	3
21MboF	6,1	5,3	5,7	4	12	0,9	14	4	0	5	18,9	24	79	0
22Far1	5,6	4,7	5,1	12	1	2,4	13	12	0	28	27,4	55	49	0
23Far2	5,2	4,6	4,7	12	1	0,3	10	8	3	36	18,3	54	34	14
24CECc	4,7	4,0	4,0	10	1	0,3	1	1	8	28	2,3	30	8	78
25Vira	4,4	4,0	4,0	25	1	0,1	2	2	20	74	4,1	78	5	83
26Pxa2	4,2	3,9	3,9	15	1	0,1	1	1	14	39	2,1	41	5	87
27MSEl	5,0	4,2	4,4	19	1	3,9	7	7	6	46	17,9	64	28	25
28Smar	6,0	5,2	5,5	24	13	0,9	87	6	0	33	93,9	127	74	0

M.O.= matéria orgânica; P= fósforo; K= potássio; Ca= cálcio; Mg = magnésio; H+Al= acidez potencial; SB= soma de bases; T= capacidade de troca de cátions; V= saturação por bases; m= saturação por alumínio.

Nas florestas tropicais ocorre forte interação entre vegetação e solo, por meio da ciclagem de nutrientes, em que o acúmulo de serapilheira exerce importante função, por ser a mais significativa forma de transferência de nutrientes (GOLLEY et al., 1978). Isto é refletido no acúmulo de matéria orgânica principalmente no horizonte A e na maior quantidade de nutrientes. O que é claramente observado principalmente nos fragmentos de mata que possuem grande parte de sua fertilidade concentrada no horizonte A, representada principalmente pela maior quantidade de matéria orgânica e saturação por bases (Tabela 4).

De acordo com CUEVAS & MEDINA (1986), a quantidade e a qualidade de nutrientes fornecidos ao solo pela deposição da serapilheira é variável, sendo

dependente, principalmente, das espécies que compõem a formação florestal e da disponibilidade de nutrientes no solo. Nos fragmentos florestais a quantidade da serapilheira costuma ser maior que nos de cerrado (TOGNON et al., 1998), levando a um maior acúmulo de matéria orgânica em superfície. Apesar disso, nos resultados encontrados neste trabalho, a quantidade de matéria orgânica no horizonte A não apresentou diferenças entre os biomas de cerrado e de mata, sendo bem heterogênea em ambos.

Os grupos de mata e de cerrado, numa comparação por média simples, retirando-se o fragmento de cerrado São Marcos (28Smar), apresentam uma média de matéria orgânica muito próxima no horizonte A. Já no horizonte B, mesmo desconsiderando o fragmento São Marcos (28Smar), utilizando-se uma média simples, os fragmentos de cerrado tendem a maiores quantidades de matéria orgânica que os fragmentos de mata, sendo a média da matéria orgânica dos 4 fragmentos de cerrado de $16,25 \text{ g kg}^{-1}$, contra $12,63 \text{ g kg}^{-1}$ das matas. Mesmo considerando que os dados vêm de uma pequena amostragem, outros autores também já encontraram uma maior quantidade de matéria orgânica em profundidade no cerrado quando comparado com matas, como os encontrados por TOGNON et al., (1998) que compararam solos de cerrado com os da floresta Amazônica. Esta condição pode estar ligada à presença de gramíneas no cerrado, as quais têm capacidade de introduzir matéria orgânica via sistema radicular em maior profundidade do que a vegetação de floresta. Maior quantidade de matéria orgânica no solo melhora a agregação e a estrutura do solo e, conseqüentemente, facilita a penetração das raízes e a percolação da água. A maior quantidade de matéria orgânica pode afetar também o comportamento químico do Al (BAYER et al., 1999).

Os fragmentos de mata e de cerrado se apresentaram bem heterogêneos quanto à fertilidade e toxidez. Os cerrados apresentaram um predomínio de solos com valores elevados de saturação por alumínio, com alta acidez, e baixa saturação por bases, com exceção do fragmento 28.Smar e 1.Jsol que, conforme os dados químicos fugiram ao comportamento padrão de seus grupos. Isso indica que não são somente os fatores químicos de fertilidade e toxidez que agem na seleção da vegetação, eles interagem com os demais fatores ambientais ao longo dos anos, direcionando e selecionando as espécies. Apesar das exceções, os resultados da análise química reforçam bem as teorias de formação do cerrado associado à toxidez por alumínio e baixa fertilidade do solo, enquanto que as matas ocorrem em solos mais férteis.

Em campo foi medida também a declividade dos fragmentos, o que influencia diretamente na formação do solo e na quantidade de infiltração da água. Uma maior declividade implica em maior escoamento superficial e erosão com perdas das camadas superficiais do solo. Esta variável se apresentou bem heterogênea nos dois grupos de vegetação. Ambos apresentaram fragmentos em regiões de alta declividade (28Smar e 15PqEc) e de baixa declividade (01Jsol e 24CECc). Não destacando, assim o critério como relevante na diferenciação das formações vegetais, além de ser de difícil interpretação

4.2 Retenção de água do solo

Para a caracterização físico-hídrica do solo utilizou-se a curva de retenção de água (Figuras 4, 5 e 6), ajustado pelo modelo de GENUCHTEN (1980). A partir da curva de retenção são estimados importantes parâmetros de qualidade física do solo (DEXTER, 2004), como a macro e microporosidade.

O resultado da análise de retenção de água nos solos dos 28 fragmentos é apresentado nas tabelas 6 e 7, referentes, respectivamente, aos horizontes A e B. Além desses índices, foi medida também a densidade dos solos e calculou-se a porosidade do solo dos fragmentos dos horizontes A e B.

O fragmento Jardim do Sol (01Jsol) teve seus dados de retenção de água do horizonte B perdidos, sendo seus valores substituídos pelos do fragmento Fazenda Argentina 2 (23Far2), que possui o mesmo tipo de solo (Latosolo Vermelho férrico) e de vegetação, com granulometria muito semelhante. Esta substituição foi feita para permitir a análise de correspondência canônica (CCA) e não perder os demais dados do fragmento.

Tabela 6. Análises físico-hídricas do horizonte A do solo dos remanescentes de vegetação nativa em Campinas, SP.

	Potencial Matricial (kPa)								Água Disp.	Porosidade		Índices calculados				Densi. Mgm ⁻³		
	0	-0.5	-2	-6	-10	-30	-100	-1500		MI	MA	θ_r	θ_s	A	m		n	s
	Água, m ³ m ⁻³								m ³ m ⁻³		m ³ m ⁻³							
01Jsol	0,63	0,61	0,44	0,36	0,34	0,32	0,27	0,27	0,07	0,36	0,27	0,26	0,63	2,26	0,05	10,20	-0,15	1,07
02CRPe	0,62	0,56	0,43	0,35	0,35	0,33	0,31	0,28	0,07	0,37	0,25	0,27	0,62	3,05	0,07	6,11	-0,12	1,03
03JMir	0,55	0,52	0,36	0,29	0,27	0,23	0,19	0,18	0,09	0,29	0,26	0,17	0,55	2,35	0,07	6,13	-0,07	1,21
04BqSJo	0,49	0,46	0,42	0,35	0,32	0,27	0,23	0,22	0,11	0,36	0,14	0,22	0,49	0,12	1,22	0,88	-0,06	1,40
05BqCM	0,56	0,49	0,40	0,34	0,32	0,29	0,26	0,24	0,08	0,34	0,22	0,24	0,56	1,32	0,48	1,10	-0,07	1,21
06BqIt	0,61	0,48	0,41	0,36	0,34	0,29	0,29	0,27	0,07	0,35	0,26	0,26	0,61	0,40	1,38	0,56	-0,05	1,23
07BqAl	0,54	0,53	0,43	0,35	0,33	0,30	0,25	0,24	0,14	0,39	0,17	0,20	0,56	0,29	0,53	1,50	-0,11	1,16
08VHo1	0,57	0,54	0,43	0,34	0,30	0,25	0,23	0,22	0,08	0,34	0,24	0,22	0,57	0,59	0,60	1,29	-0,10	1,16
09BqJe	0,44	0,41	0,39	0,34	0,30	0,25	0,22	0,21	0,09	0,33	0,10	0,21	0,44	0,02	3,27	0,82	-0,06	1,52
10BqPa	0,56	0,52	0,47	0,42	0,39	0,34	0,32	0,31	0,09	0,42	0,13	0,31	0,56	0,03	2,95	0,65	-0,05	0,94
11VHo2	0,57	0,52	0,43	0,33	0,30	0,26	0,22	0,21	0,09	0,33	0,24	0,21	0,57	0,61	0,64	1,13	-0,09	1,17
12LaSi	0,55	0,51	0,43	0,33	0,30	0,27	0,23	0,20	0,10	0,34	0,21	0,19	0,55	1,00	0,32	1,47	-0,08	1,31
13MSGe	0,50	0,48	0,36	0,27	0,24	0,22	0,21	0,19	0,05	0,27	0,23	0,19	0,50	1,10	0,32	2,38	-0,11	1,25
14SSFr	0,59	0,53	0,42	0,32	0,30	0,26	0,22	0,21	0,09	0,33	0,26	0,21	0,59	0,85	0,55	1,20	-0,09	1,21
15PqEc	0,47	0,45	0,42	0,36	0,32	0,30	0,29	0,28	0,04	0,35	0,11	0,28	0,47	0,48	0,46	1,76	-0,06	1,45
16SBen	0,53	0,49	0,42	0,33	0,29	0,27	0,24	0,23	0,06	0,33	0,20	0,23	0,53	0,55	0,62	1,29	-0,08	1,25
17RsMa	0,59	0,52	0,47	0,40	0,37	0,33	0,31	0,29	0,08	0,40	0,18	0,29	0,59	0,28	1,04	0,76	-0,06	1,29
18CAIp	0,61	0,48	0,37	0,30	0,28	0,24	0,23	0,22	0,07	0,30	0,31	0,21	0,61	2,00	0,56	1,05	-0,08	1,07
19CEP1	0,49	0,44	0,41	0,33	0,29	0,23	0,20	0,17	0,12	0,33	0,16	0,17	0,49	0,18	0,93	0,88	-0,07	1,54
20MSGi	0,61	0,55	0,38	0,28	0,22	0,21	0,20	0,19	0,03	0,27	0,35	0,19	0,61	0,86	0,69	1,47	-0,14	1,11
21MBoF	0,55	0,53	0,41	0,33	0,32	0,29	0,25	0,22	0,09	0,34	0,21	0,21	0,55	2,29	0,05	7,66	-0,10	1,19
22FAr1	0,65	0,60	0,44	0,37	0,36	0,34	0,31	0,28	0,08	0,38	0,27	0,27	0,65	2,83	0,05	9,56	-0,14	1,00
23FAr2	0,63	0,58	0,44	0,37	0,35	0,32	0,29	0,28	0,08	0,37	0,26	0,27	0,63	2,69	0,07	6,16	-0,13	0,92
24CECc	0,52	0,51	0,41	0,32	0,29	0,26	0,21	0,19	0,09	0,32	0,20	0,18	0,52	1,04	0,19	2,66	-0,11	1,34
25Vira	0,58	0,56	0,48	0,34	0,33	0,30	0,28	0,26	0,07	0,36	0,22	0,26	0,58	0,75	0,33	2,36	-0,12	1,17
26PXa2	0,53	0,47	0,39	0,28	0,25	0,19	0,17	0,16	0,09	0,29	0,25	0,15	0,53	0,28	1,08	0,96	-0,09	1,26
27MSEl	0,54	0,52	0,41	0,30	0,30	0,28	0,26	0,25	0,05	0,32	0,22	0,25	0,54	1,02	0,34	2,37	-0,10	1,17
28SMar	0,68	0,63	0,45	0,35	0,34	0,33	0,31	0,30	0,04	0,36	0,32	0,30	0,68	1,59	0,31	2,56	-0,15	1,03

Água disp= água disponível (10-1500 kPa); MI= microporos; MA=macroporos; θ_r = parâmetro do modelo de GENUCHTEN (1980) para umidade residual ; θ_s = parâmetro do modelo de GENUCHTEN (1980) para umidade de saturação; a, m e n= parâmetros de ajuste das equações de GENUCHTEN (1980); s= índice proposto por DEXTER (2004) para a curva de retenção de água; Densi.= densidade do solo.

Existe impedimento físico ao desenvolvimento do sistema radicular em profundidade no fragmento São Marcos (28 SMar), que está sobre um Cambissolo Háptico Tb Eutroférico léptico, solo com contato lítico (contato com rocha) entre 50 e 100 cm de profundidade. Indicações na morfologia do solo de aparentes restrição ao desenvolvimento de algumas plantas foi encontrada também no Parque Ecológico (15 PqEc), que está sobre Neossolo Flúvico Tb distrófico típico, com lençol freático mais raso e gleização (hidromorfismo) em profundidade. No fragmento da Mata do Boi Falô, o solo, identificado na trincheira como Cambissolo Háptico Tb eutrófico típico, também mostrou gleização em profundidade em alguns dos pontos observados nas sondagens com o trado, o que indica que o fragmento se situa em área com influência parcial de lençol d'água.

O aumento da densidade do solo em profundidade é acompanhado pela diminuição da porosidade, reduzindo principalmente a quantidade de macroporos (Tabela 7). Esta redução é menor nos fragmentos de cerrado, que apresentam, em média, maior quantidade de macroporos que os fragmentos de mata. Isto pode estar ligado à quantidade de matéria orgânica em profundidade (Tabela 5), e certamente com o tipo de agregação e estrutura do solo e sua constituição intrínseca. O horizonte B latossólico dos fragmentos 24CECc, 25Vira e 11Vho2, e o alto teor de óxidos do solo do fragmento 28Smar (Cambissolo Háptico Tb eutroférico léptico), todos sob cerrado, favorecem uma agregação com maior macroporosidade (FERREIRA et al., 1999).

As medidas de água disponível não apresentaram diferenças significativas entre os fragmentos de mata e de cerrado, tanto no horizonte A quanto no B, não permitindo identificar nenhum padrão diferenciado associado às formações vegetais (Tabelas 6 e 7).

As curvas de retenção do horizonte A e B, apresentaram padrões diferenciados. Para facilitar a comparação dos resultados, as curvas foram subdivididas inicialmente pelo tipo de formação vegetal, ficando um grupo com os 22 fragmentos de mata, dos quais 10 estão sobre argissolos, sete latossolos, três nitossolos um cambissolo e um neossolo (Figuras 4 e 5). O outro grupo ficou com os cinco fragmentos de cerrado e com o fragmento de transição (Figura 6). Este último grupo teve um comportamento bem heterogêneo, por apresentar grande variedade de solos, sendo quatro latossolos, um argissolo e um cambissolo.

Tabela 7. Análises físico-hídricas do horizonte B do solo dos remanescentes de vegetação nativa em Campinas, SP.

	Potencial Matricial (kPa)								Água Disp.	Porosidade		Índices calculados				Densi. Mgm ⁻³		
	0	-0.5	-2	-6	-10	-30	-100	-1500		MI	MA	θ_r	θ_s	a	m		n	s
	Água, m ³ m ⁻³								m ³ m ⁻³		m ³ m ⁻³							
02CRPe	0,59	0,56	0,52	0,39	0,39	0,34	0,31	0,28	0,10	0,42	0,17	0,27	0,59	0,70	0,32	1,69	-0,08	1,25
03JMir	0,49	0,44	0,35	0,29	0,27	0,24	0,21	0,20	0,07	0,29	0,20	0,20	0,49	1,93	0,27	1,79	-0,13	1,48
04BqSJo	0,42	0,39	0,36	0,32	0,29	0,25	0,22	0,21	0,09	0,32	0,10	0,21	0,42	0,02	3,09	0,68	-0,05	1,61
05BqCM	0,55	0,50	0,43	0,38	0,37	0,35	0,33	0,33	0,05	0,39	0,16	0,32	0,55	1,36	0,47	1,23	-0,05	1,40
06BqIt	0,47	0,44	0,40	0,35	0,33	0,29	0,29	0,25	0,08	0,35	0,12	0,24	0,47	0,72	0,41	1,10	-0,04	1,41
07BqAl	0,56	0,55	0,51	0,39	0,34	0,27	0,21	0,20	0,09	0,35	0,19	0,22	0,54	1,30	0,17	2,50	-0,09	1,15
08VHo1	0,53	0,50	0,45	0,33	0,29	0,23	0,21	0,19	0,09	0,33	0,20	0,19	0,54	0,29	0,82	1,32	-0,11	1,22
09BqJe	0,42	0,39	0,35	0,33	0,31	0,29	0,27	0,25	0,06	0,32	0,09	0,22	0,42	1,70	0,25	1,13	-0,03	1,62
10BqPa	0,47	0,44	0,38	0,35	0,33	0,30	0,28	0,26	0,07	0,34	0,13	0,25	0,47	1,88	0,23	1,48	-0,04	1,51
11VHo2	0,50	0,47	0,44	0,36	0,34	0,28	0,24	0,23	0,11	0,37	0,13	0,23	0,50	0,12	1,18	0,89	-0,06	1,32
12LaSi	0,47	0,45	0,43	0,34	0,31	0,27	0,24	0,23	0,08	0,34	0,13	0,23	0,47	0,36	0,51	1,53	-0,07	1,37
13MSGe	0,50	0,46	0,43	0,38	0,34	0,30	0,27	0,24	0,10	0,37	0,12	0,24	0,50	0,14	1,02	0,80	-0,05	1,41
14SSFr	0,49	0,44	0,40	0,36	0,34	0,32	0,29	0,26	0,09	0,36	0,12	0,24	0,49	0,85	0,49	0,71	-0,03	1,46
15PqEc	0,39	0,37	0,32	0,25	0,23	0,19	0,18	0,16	0,07	0,25	0,14	0,16	0,39	0,67	0,44	1,38	-0,06	1,48
16SBen	0,41	0,38	0,35	0,32	0,29	0,28	0,27	0,25	0,04	0,31	0,09	0,25	0,41	0,54	0,61	0,98	-0,03	1,54
17RsMa	0,59	0,53	0,49	0,39	0,34	0,30	0,28	0,26	0,08	0,39	0,20	0,26	0,59	0,15	1,47	0,88	-0,08	1,16
18CAIp	0,49	0,45	0,43	0,40	0,38	0,36	0,34	0,32	0,06	0,40	0,10	0,30	0,49	1,09	0,44	0,73	-0,03	1,42
19CEP1	0,45	0,42	0,38	0,33	0,31	0,29	0,27	0,26	0,05	0,33	0,12	0,26	0,45	0,29	1,00	0,85	-0,04	1,59
20MSGi	0,51	0,49	0,43	0,34	0,27	0,26	0,25	0,24	0,03	0,33	0,18	0,24	0,51	0,09	2,80	1,26	-0,11	1,28
21MBoF	0,38	0,35	0,29	0,21	0,20	0,17	0,13	0,11	0,09	0,22	0,16	0,09	0,38	1,11	0,32	1,33	-0,06	1,65
22FAr1	0,58	0,55	0,50	0,42	0,40	0,37	0,32	0,30	0,10	0,43	0,15	0,29	0,58	0,73	0,34	1,36	-0,06	1,24
23FAr2	0,60	0,57	0,52	0,40	0,37	0,33	0,30	0,30	0,07	0,41	0,18	0,30	0,60	0,36	0,69	1,44	-0,09	1,12
24CECc	0,47	0,46	0,42	0,32	0,28	0,23	0,20	0,19	0,09	0,32	0,15	0,19	0,47	0,35	0,53	1,61	-0,05	1,41
25Vira	0,61	0,59	0,52	0,33	0,33	0,29	0,26	0,24	0,09	0,36	0,25	0,24	0,61	0,73	0,09	9,03	-0,21	1,11
26PXa2	0,42	0,39	0,37	0,30	0,28	0,22	0,20	0,17	0,11	0,31	0,11	0,17	0,42	0,16	0,87	0,92	-0,05	1,52
27MSEI	0,50	0,46	0,41	0,35	0,35	0,32	0,31	0,30	0,05	0,36	0,14	0,30	0,50	0,80	0,65	1,05	-0,09	1,39
28SMar	0,60	0,57	0,50	0,40	0,39	0,36	0,33	0,32	0,07	0,41	0,19	0,32	0,60	0,77	0,45	1,52	-0,08	1,27

Água disp= água disponível (10-1500 kPa); MI= microporos; MA=macroporos; θ_r = parâmetro do modelo de GENUCHTEN (1980) para umidade residual ; θ_s = parâmetro do modelo de GENUCHTEN (1980) para umidade de saturação; a, m e n= parâmetros de ajuste das equações de GENUCHTEN (1980); s= índice proposto por DEXTER (2004) para a curva de retenção de água; Densi.= densidade do solo.

Para facilitar a representação nas figuras e a compreensão, os 22 fragmentos de mata foram subdivididos, em quatro subgrupos: argissolos com maiores teores de argila (horizonte B argiloso a muito argiloso), possuindo seis fragmentos (Figura 4); argissolos com menor teor de argila (horizonte B argilo-arenoso), com quatro fragmentos (Figura 4); latossolo com sete fragmentos (Figura 5); e outros tipos de solos (3 nitossolos, 1 cambissolo e 1 neossolo) com um total de cinco fragmentos (Figura 5). Estas subdivisões das curvas de retenções dentro do grupo das matas permitiram, o agrupamento de curvas de retenção com maior similaridade nos dois grupos de argissolos (Figura 4). Já o grupo dos latossolos e dos outros tipos de solos, tiveram um comportamento bem heterogêneo (Figura 5).

Os resultados das curvas de retenção mostraram um comportamento diferenciado entre as amostras dos horizontes A e B. Nas amostras do horizonte A, a inclinação das curvas em relação ao eixo do potencial matricial é maior (Figuras 4, 5 e 6), ou seja, uma maior parte da água é drenada na medida que aumenta o potencial matricial, em relação ao horizonte B. No horizonte B, com o aumento da fração argila e diminuição dos macroporos e aumento da quantidade de microporos, conseqüentes do arranjo estrutural, a inclinação da curva diminui. Isto é mais facilmente observado nos solos sob mata (Figuras 4 e 5).

Os cerrados e o fragmento de transição, apesar de também terem uma redução da inclinação da curva em profundidade, esta é menos evidente, com as curvas do horizonte A e do B mais semelhantes e a inclinação das curvas em relação eixo potencial matricial ainda elevada no horizonte B (Figura 6). Esta inclinação é maior que na das matas (Figura 4 e 5), com exceção dos latossolos sob mata, onde alguns fragmentos também apresentaram diferenças menores de inclinação da curva dos horizontes A para o B.

Essa semelhança do comportamento da água em superfície e em profundidade nos solos dos fragmentos de cerrado e de transição, além de estar relacionada às características esperadas para horizontes B latossólicos (FERREIRA et al., 1999), em que predomina estrutura granular, pode estar relacionada com a maior quantidade de matéria orgânica em profundidade nos cerrados. Isso confirma o observado por HARIDASAN (1992) de que a vegetação de cerrado ocorre em solos bem drenados.

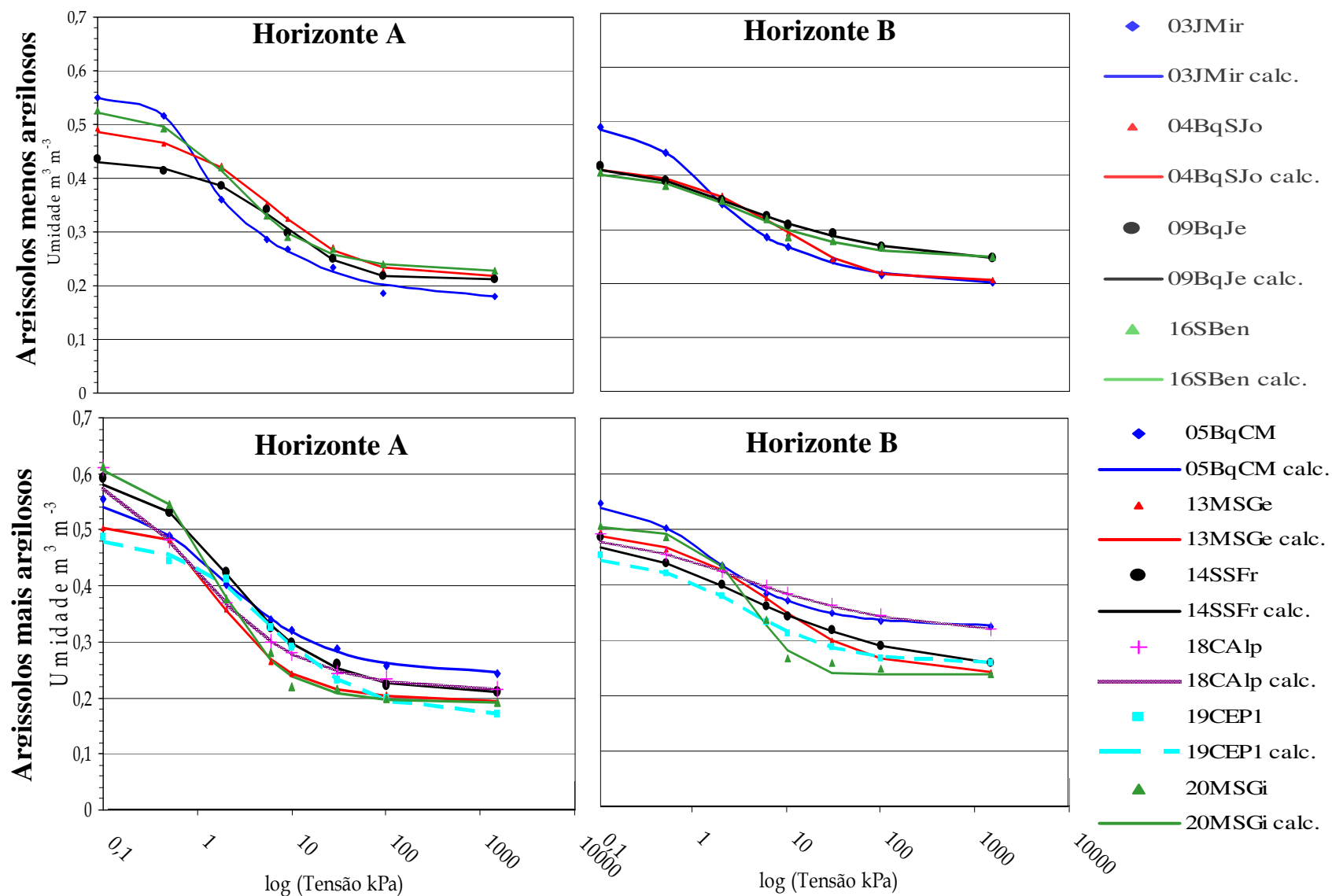


Figura 4. Curva de retenção de água dos horizontes A e B nos fragmentos de mata estacional semidecidual com argissolos em Campinas, SP. Símbolo: valor medido; linha contínua: curva ajustada pelo modelo de GENUCHTEN (1980).

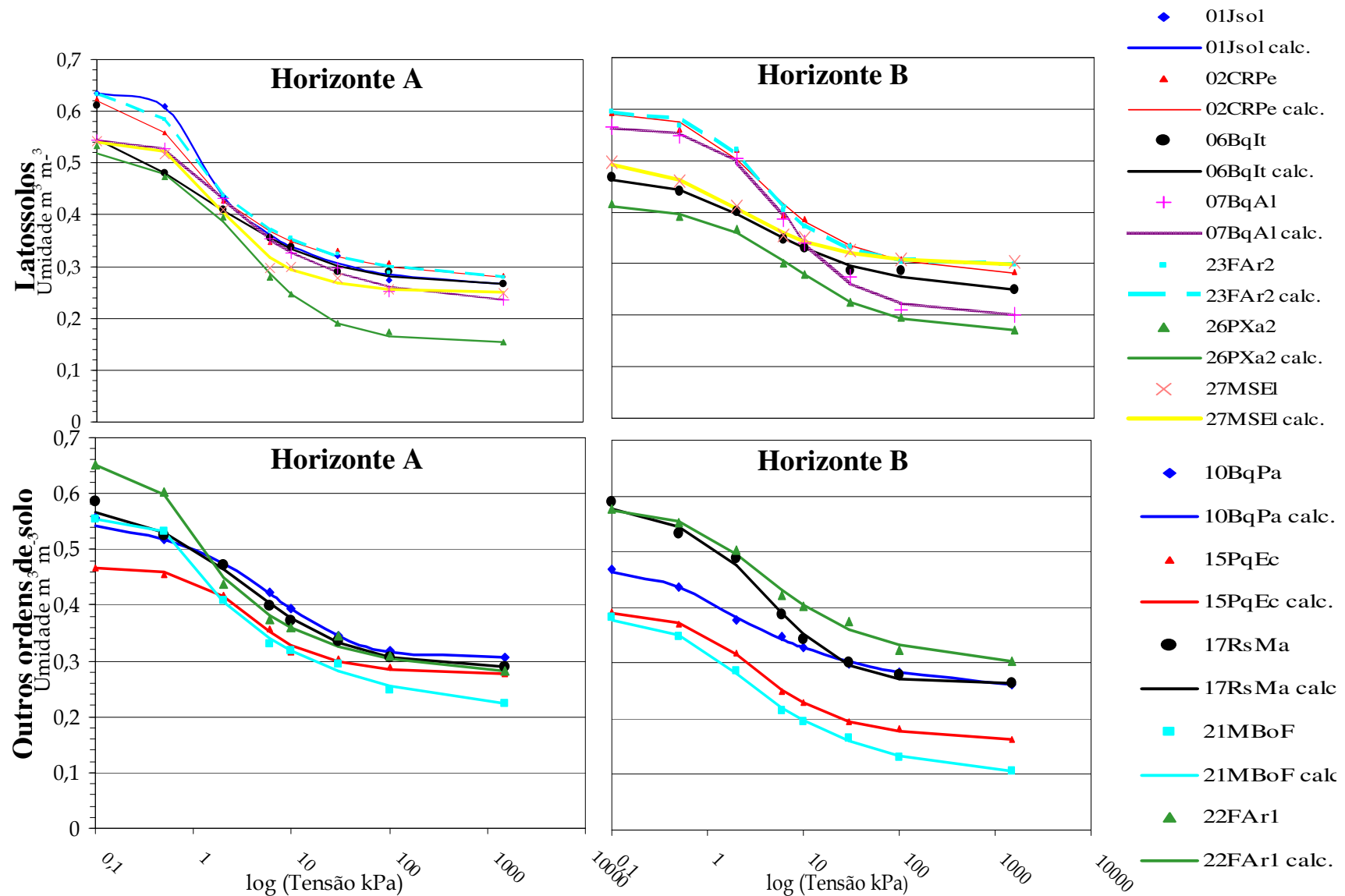


Figura 5. Curva de retenção de água dos horizontes A e B de latossolos e outras ordens de solo em fragmentos de mata estacional semidecidual em Campinas, SP. Símbolo: valor medido; linha contínua: curva ajustada pelo modelo de GENUCHTEN (1980).

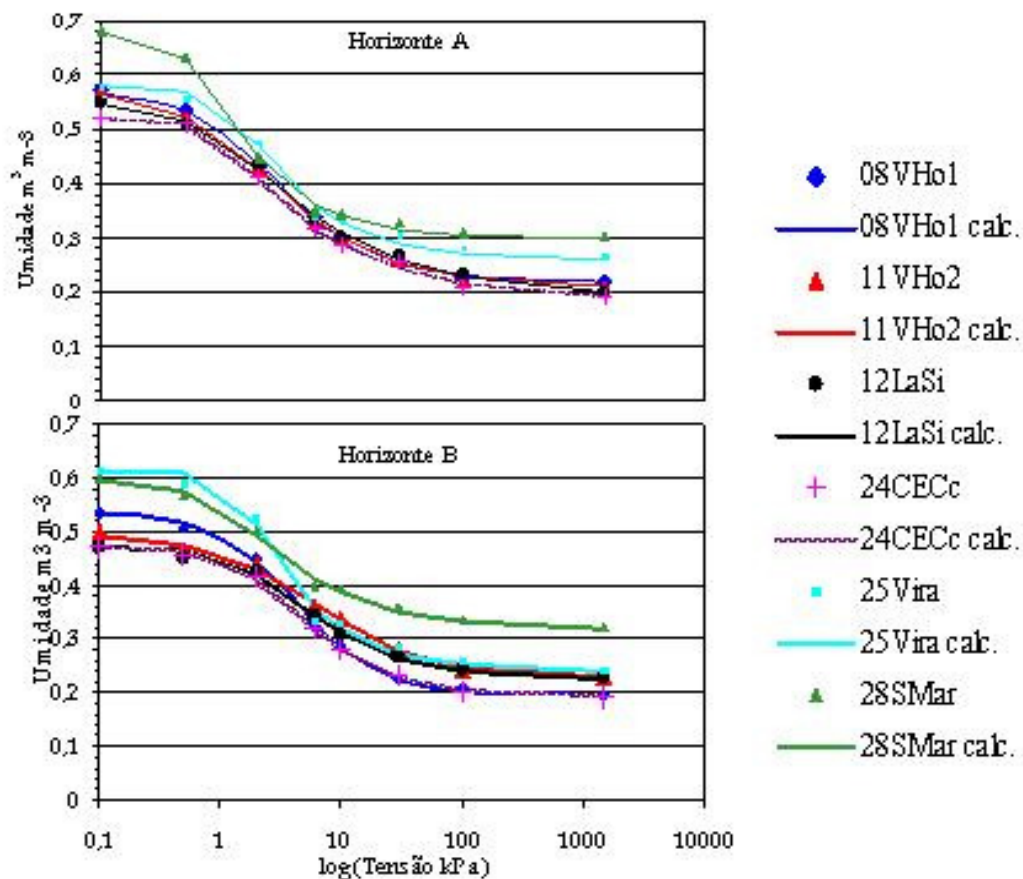


Figura 6. Curva de retenção de água dos horizontes A e B do solo nos fragmentos de cerrado e de vegetação de transição em Campinas, SP. Símbolo: valor medido; linha contínua: curva ajustada pelo modelo de GENUCHTEN (1980).

4.3. Vegetação

Foram estudados 23 fragmentos da bacia do ribeirão das Anhumas e quatro fragmentos de fora da bacia do Anhumas. No total, foram amostrados 2800 indivíduos. Da bacia do Anhumas foram 2400 indivíduos, com o fragmento da Vila Holândia amostrado em dois trechos diferentes (TORRES et al. 2006) e 400 indivíduos em remanescentes fora da bacia do Anhumas (Tabela 8).

Os 2800 indivíduos amostrados estão distribuídos em 64 famílias, com 264 espécies, incluindo indeterminadas e mortas. No cerrado, foram encontradas 80 espécies, distribuídas em 37 famílias, enquanto que as matas apresentaram 229 espécies, em 61 famílias (Tabelas 8 e 9). O fragmento de transição, Vila Holândia I (08Vho1), teve seus dados separados destes dois grupos por possuir uma composição intermediária (Tabela 8).

Quando a abundância de famílias é analisada de maneira geral, incluindo todos os fragmentos, ou quando se analisa somente as matas, evidencia-se que o padrão não foge daquele já conhecido para Campinas. Famílias como Meliaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Rutaceae, Lauraceae e Rubiaceae compõem a lista das mais abundantes nos levantamentos fitossociológicos realizados anteriormente no município (MATTHES et al., 1988; BERNACCI & LEITÃO FILHO, 1996; SANTIN, 1999; CIELO FILHO & SANTIN, 2002; SANTOS & KINOSHITA, 2003). Dos 2800 indivíduos amostrados, 67% pertencem às dez famílias mais abundantes, incluindo as mortas (Tabela 9).

Os fragmentos de cerrado tiveram uma composição diferenciada em relação à abundância de famílias, destacando-se entre as dez mais abundantes, Fabaceae, Tiliaceae, Asteraceae, Lauraceae e Flacourtiaceae (Tabela 9). Estes resultados condizem com MENDONÇA et al. (1998), que aponta Leguminosae, Asteraceae e Poaceae (Gramineae) como sendo as famílias mais abundantes.

A composição florística dos fragmentos se mostrou bem heterogênea entre as áreas. Nenhuma espécie ocorreu em todos os remanescentes, sendo que a maior frequência de uma espécie viva foi de 64,3%, para *Trichilia pallida*, ocupando 3,7% da amostra total (Tabelas 8 e 10). Da segunda posição até a 11ª, a frequência se manteve em torno de 46 a 60% para todas as 28 amostras. Estas frequências indicam uma grande diversidade para o total da amostra, como reflexo das diferenças na composição florística entre os fragmentos remanescentes na bacia do ribeirão das Anhumas (Tabela 10), o que é evidenciado também pelo dendrograma (Figura 7).

Segundo SALIS et al. (1995) as espécies representativas das florestas estacionais semidecíduas são: *Astronium graveolens*, *Annona cacans*, *Casearia gossypiosperma*, *Cariniana estrellensis*, *Cedrela fissilis*, *Centrolobium tomentosum*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Copaifera langsdorffii* e *Trichilia catigua*. A frequência dessas espécies varia conforme a região estudada e o método de estudo. Todas estas espécies foram encontradas neste estudo, e quase todas com um número considerável de indivíduos, nas matas (Tabela 12).

Tabela 8 . Espécies arbóreas amostradas em 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP. ID = número de indivíduos amostrados; Fr = número de fragmentos em que a espécie ocorre; D. M. = densidade média nos fragmentos em que a espécie ocorre.

Família/Espécie	Mata			Cerrado			Transição	
	ID	Fr	D.M.	ID	Fr	D.M.	ID	D.M.
Anacardiaceae								
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	46	11	69,8	0	0	0	0	0
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	1	1	17,0	0	0	0	0	0
<i>Mangifera indica</i> L.	6	5	15,8	0	0	0	0	0
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	3	1	37,0	0	0	0	0	0
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2	2	17,0	4	1	88	0	0
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) D.J.Mitch.	1	1	22,0	0	0	0	0	0
Annonaceae								
<i>Annona cacans</i> Warm.	3	2	23,5	0	0	0	3	32
<i>Annona crassifolia</i> Mart.	0	0	0	1	1	22	0	0
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	0	0	0	3	1	66	1	11
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	5	3	27,7	3	2	27	0	0
<i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill.	2	2	13,0	0	0	0	0	0
<i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.-Hil.) Mart.	4	3	22,7	0	0	0	0	0
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	0	0	0	15	1	332	0	0
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	2	1	33,0	0	0	0	0	0
Apocynaceae								
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	4	3	21,0	2	1	21	0	0
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	16	8	29,9	0	0	0	0	0
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	8	5	24,0	0	0	0	0	0
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	11	4	45,3	0	0	0	0	0
Aquifoliaceae								
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	1	1	17,0	0	0	0	0	0
Araliaceae								
<i>Dendropanax cuneatum</i> (DC.) Decne. & Planch.	21	8	38,5	0	0	0	0	0
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	10	3	56,0	0	0	0	0	0
<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin & Fiaschi	0	0	0	8	2	81	0	0
Araucariaceae								
<i>Agathis robusta</i> (F.Muell.) F.M.Bailey	1	1	16,0	0	0	0	0	0
Arecaceae								
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	1	1	9,0	3	1	32	0	0
<i>Bactris setosa</i> Mart.	1	1	13,0	0	0	0	0	0
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	15	8	26,8	1	1	22	0	0
Asteraceae								
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	8	1	134	30	5	136	0	0
Bignoniaceae								
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	4	2	26,0	0	0	0	0	0
<i>Spathodea nilotica</i> Seem.	1	1	11,0	0	0	0	0	0
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	4	2	31,0	0	0	0	0	0
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	2	1	25,0	0	0	0	0	0
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	0	0	0	2	2	21	0	0
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	5	2	38,5	0	0	0	0	0
Bombacaceae								
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) A.Robyns	1	1	12,0	0	0	0	0	0
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	8	5	24,0	0	0	0	0	0
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	4	3	19,3	1	1	22	0	0
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	1	1	17,0	0	0	0	0	0

Tabela 8. Espécies arbóreas amostradas em 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP. ID = número de indivíduos amostrados; Fr = número de fragmentos em que a espécie ocorre; D.M.= densidade média nos fragmentos em que a espécie ocorre . (Continuação)

Família/Espécie	Mata			Cerrado			Transição	
	ID	Fr	D.M.	ID	Fr	D.M.	ID	D.M.
Boraginaceae								
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	5	5	17,4	0	0	0	0	0
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	8	5	26,8	8	3	55	0	0
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	2	2	12,5	15	2	96	0	0
<i>Patagonula americana</i> L.	3	3	14,0	0	0	0	0	0
Burseraceae								
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	1	1	17,0	8	1	177	0	0
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	1	1	13,0	0	0	0	0	0
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	10	4	42,5	0	0	0	1	11
Caricaceae								
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	5	4	24,5	0	0	0	0	0
Cecropiaceae								
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	4	4	16,8	1	1	11	5	54
Celastraceae								
<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	4	4	17,3	0	0	0	0	0
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	6	4	28,0	0	0	0	0	0
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	8	2	54,5	0	0	0	0	0
Chrysobalanaceae								
<i>Couepia grandiflora</i> Benth.	0	0	0	2	1	40	0	0
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	3	3	14,0	0	0	0	1	11
Clusiaceae								
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	1	1	20,0	0	0	0	0	0
<i>Garcinia gardneriana</i> Planch. & Triana	1	1	12,0	0	0	0	0	0
Combretaceae								
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A.St.-Hil.) Eichler	6	3	32,3	1	1	22	0	0
<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	1	1	17,0	0	0	0	0	0
Cunoniaceae								
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	0	0	0	5	1	111	0	0
Dracaenaceae								
<i>Dracaena</i> sp.	6	2	37,5	0	0	0	0	0
Ebenaceae								
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	5	5	11,8	0	0	0	0	0
Elaeocarpaceae								
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	2	2	18,5	0	0	0	0	0
Erythroxylaceae								
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	0	0	0	12	1	266	0	0
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	0	0	0	2	1	40	0	0
Euphorbiaceae								
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	74	11	121	0	0	0	1	11
<i>Actinostemon concolor</i> Müll.Arg.	2	1	43,0	0	0	0	0	0
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	15	8	30,3	0	0	0	0	0
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	41	11	68,7	0	0	0	0	0
<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	52	11	79,4	0	0	0	0	0
<i>Croton urucurana</i> Baill.	5	2	35,0	0	0	0	0	0
<i>Croton warmingii</i> Müll.Arg.	1	1	13,0	0	0	0	0	0
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	2	2	19,0	0	0	0	13	140
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	0	0	0	0	0	0	4	43

Tabela 8. Espécies arbóreas amostradas em 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP. ID = número de indivíduos amostrados; Fr = número de fragmentos em que a espécie ocorre; D.M.= densidade média nos fragmentos em que a espécie ocorre . (Continuação)

Família/Espécie	Mata			Cerrado			Transição	
	ID	Fr	D.M.	ID	Fr	D.M.	ID	D.M.
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	1	1	17,0	0	0	0	0	0
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	2	2	14,5	0	0	0	0	0
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	2	2	15,5	0	0	0	1	11
<i>Ricinus communis</i> L.	3	1	52,0	0	0	0	0	0
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	5	3	24,7	0	0	0	0	0
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	14	4	61,3	0	0	0	0	0
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	1	1	13,0	0	0	0	0	0
Fabaceae								
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	7	6	18,2	1	1	44	0	0
<i>Acosmium subelegans</i> Mohlenbr.	0	0	0	1	1	20	0	0
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	1	1	11,0	0	0	0	0	0
<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.	0	0	0,0	2	1	40	1	11
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	6	3	28,7	0	0	0	0	0
<i>Bauhinia forficata</i> Link	12	5	37,2	0	0	0	0	0
<i>Bauhinia longifolia</i> D.Dietr.	9	4	39,0	0	0	0	0	0
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	0	0	0,0	2	1	40	0	0
<i>Cassia javanica</i> L.	1	1	12,0	0	0	0	0	0
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	43	15	41,5	0	0	0	0	0
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	17	9	30,2	8	4	49	0	0
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	0	0	0	1	1	22	0	0
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	0	0	0	2	1	40	0	0
<i>Fabaceae</i>	1	1	20,0	0	0	0	0	0
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	16	8	36,0	0	0	0	0	0
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	4	3	15,3	0	0	0	0	0
<i>Inga marginata</i> Willd.	12	5	39,8	0	0	0	0	0
<i>Inga vera</i> Willd. subsp. affinis (DC.) T.D.Penn.	9	7	22,7	0	0	0	0	0
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	0	0	0	4	1	176	0	0
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	10	6	26,7	0	0	0	0	0
<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	2	1	26,0	7	2	43	0	0
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	12	6	29,2	8	2	165	0	0
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	0	0	0	6	1	119	0	0
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	2	2	16,5	0	0	0	1	11
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	5	3	32,3	2	2	33	0	0
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	9	7	19,4	1	1	44	0	0
<i>Machaerium vestitum</i> Vogel	9	3	41,0	0	0	0	0	0
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	3	3	16,0	4	1	176	0	0
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	2	2	18,0	0	0	0	0	0
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	10	5	25,4	0	0	0	0	0
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	2	2	12,5	0	0	0	0	0
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	5	3	22,7	0	0	0	0	0
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	80	17	68,7	0	0	0	0	0
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	1	1	20,0	100	5	455	0	0
<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	1	1	12,0	0	0	0	0	0
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	5	3	29,7	0	0	0	0	0
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	1	2	16,5	0	0	0	2	22
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	8	1	129	0	0	0	0	0
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	0	0	0	5	1	99	0	0

Tabela 8. Espécies arbóreas amostradas em 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP. ID = número de indivíduos amostrados; Fr = número de fragmentos em que a espécie ocorre; D.M.= densidade média nos fragmentos em que a espécie ocorre . (Continuação)

Família/Espécie	Mata			Cerrado			Transição	
	ID	Fr	D.M.	ID	Fr	D.M.	ID	D.M.
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	2	2	17,0	0	0	0	0	0
Flacourtiaceae								
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	9	4	36,3	0	0	0	0	0
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	6	6	17,2	0	0	0	1	11
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	46	13	52,9	24	3	203	0	0
Icacinaceae								
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	1	1	27,0	0	0	0	0	0
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	2	2	17,5	0	0	0	0	0
Lacistemataceae								
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	0	0	0	3	2	31	0	0
Lauraceae								
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	26	6	86,0	1	1	22	4	43
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	4	3	23,3	0	0	0	0	0
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees.	0	0	0	1	1	11	0	0
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	1	1	27,0	0	0	0	0	0
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	42	15	46,0	0	0	0	0	0
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	0	0	0	1	1	11	0	0
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	12	6	30,8	0	0	0	0	0
<i>Ocotea beulahiae</i> Baitello	5	3	26,7	0	0	0	0	0
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	20	4	81,5	0	0	0	7	76
<i>Ocotea elegans</i> Mez	5	2	53,5	0	0	0	0	0
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	17	9	35,0	1	1	11	1	11
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	5	4	18,8	0	0	0	0	0
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	1	1	25,0	2	1	44	0	0
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	1	1	11,0	5	2	43	0	0
<i>Persea americana</i> Mill.	1	1	11,0	0	0	0	0	0
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	0	0	0	13	2	144	0	0
Lecythydaceae								
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	17	8	30,0	0	0	0	0	0
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	6	4	19,8	0	0	0	0	0
Magnoliaceae								
<i>Michelia champaca</i> L.	2	1	32,0	0	0	0	0	0
Malpighiaceae								
<i>Bunchosia fluminensis</i> Griseb.	1	1	17,0	0	0	0	0	0
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss	0	0	0	3	1	60	0	0
Malvaceae								
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	5	4	18,8	0	0	0	0	0
Melastomataceae								
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	0	0	0	2	2	21	0	0
<i>Miconia lepidota</i> Schrank & Mart. ex DC.	0	0	0	0	0	0	6	65
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	0	0	0	0	0	0	2	22
<i>Miconia pusiliflora</i> (DC.) Naudin	1	1	20,0	0	0	0	0	0
Meliaceae								
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	25	12	33,7	0	0	0	0	0
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	8	7	17,6	0	0	0	0	0
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	11	5	36,4	0	0	0	0	0
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	56	13	68,5	0	0	0	0	0

Tabela 8. Espécies arbóreas amostradas em 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP. ID = número de indivíduos amostrados; Fr = número de fragmentos em que a espécie ocorre; D.M.= densidade média nos fragmentos em que a espécie ocorre . (Continuação)

Família/Espécie	Mata			Cerrado			Transição	
	ID	Fr	D.M.	ID	Fr	D.M.	ID	D.M.
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	17	6	51,8	0	0	0	0	0
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	104	16	93,1	0	0	0	0	0
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	10	4	35,5	0	0	0	0	0
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	68	17	63,1	4	1	88	0	0
Monimiaceae								
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	27	6	70,5	1	1	22	0	0
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	8	6	22,2	11	2	122	5	54
Moraceae								
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	0	0	0	5	1	99	0	0
<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	2	2	12,5	0	0	0	0	0
<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.	3	1	38,0	1	1	22	0	0
<i>Ficus glabra</i> Vell.	1	1	19,0	0	0	0	0	0
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	6	6	17,2	0	0	0	1	11
<i>Ficus hirsuta</i> Schott.	1	1	18,0	0	0	0	0	0
<i>Ficus insipida</i> Willd.	0	0	0	0	0	0	1	11
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	9	5	22,8	3	1	132	1	11
<i>Morus nigra</i> L.	3	1	37,0	0	0	0	0	0
<i>Sorocea bonplandii</i> Baill.	2	2	19,0	0	0	0	0	0
Myrsinaceae								
<i>Ardisia ambigua</i> Mart.	9	2	73,0	0	0	0	0	0
<i>Rapanea balansae</i> Mez	8	3	38,0	0	0	0	0	0
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	1	1	20,0	0	0	0	0	0
<i>Rapanea gardneriana</i> (A.DC.) Mez	1	1	13,0	0	0	0	0	0
Myrtaceae								
<i>Calycorectes schothianus</i> O.Berg	12	7	28,6	0	0	0	0	0
<i>Calyptanthus clusiaefolia</i> O.Berg	6	5	21,4	0	0	0	1	11
<i>Calyptanthus widgreniana</i> O.Berg	3	3	18,0	0	0	0	0	0
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	6	5	16,8	0	0	0	0	0
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	2	2	12,5	1	1	22	0	0
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	1	1	12,0	0	0	0	0	0
<i>Eucalyptus</i> sp.	3	2	22,5	0	0	0	0	0
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	0	0	0	1	1	20	0	0
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	8	5	30,6	0	0	0	0	0
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	1	1	13,0	0	0	0	2	22
<i>Eugenia florida</i> DC.	7	6	16,3	1	1	22	0	0
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	3	2	22,0	0	0	0	0	0
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	9	7	23,7	0	0	0	1	11
<i>Eugenia uniflora</i> L.	8	4	31,3	0	0	0	0	0
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand	0	0	0	0	0	0	3	32
<i>Hexachlamys edulis</i> (O.Berg) Kausel & D.Legrand	1	1	16,0	0	0	0	0	0
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	17	8	35,8	5	1	111	4	43
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	0	0	0,0	2	2	21	0	0
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O.Berg	12	7	31,9	0	0	0	1	11
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	1	1	12,0	0	0	0	0	0
<i>Psidium guajava</i> L.	9	1	151	0	0	0	0	0
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	1	1	22,0	0	0	0	0	0
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	7	3	40,7	0	0	0	0	0

Tabela 8. Espécies arbóreas amostradas em 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP. ID = número de indivíduos amostrados; Fr = número de fragmentos em que a espécie ocorre; D.M.= densidade média nos fragmentos em que a espécie ocorre . (Continuação)

Família/Espécie	Mata			Cerrado			Transição	
	ID	Fr	D.M.	ID	Fr	D.M.	ID	D.M.
Nyctaginaceae								
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	10	7	21,0	0	0	0	0	0
Nyctaginaceae								
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	4	4	17,3	0	0	0	0	0
Ochnaceae								
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	1	1	16,0	3	2	33	0	0
Opiliaceae								
<i>Agonandra brasiliensis</i> Benth. & Hook.f.	1	1	27,0	0	0	0	0	0
Phytolaccaceae								
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	18	3	101	0	0	0	0	0
<i>Seguiera americana</i> L.	10	5	27,4	0	0	0	0	0
Piperaceae								
<i>Piper aduncum</i> L.	1	1	9,0	2	1	88	0	0
<i>Piper amalago</i> L.	22	9	38,2	0	0	0	0	0
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	4	2	31,0	1	1	22	0	0
Polygonaceae								
<i>Coccoloba</i> sp.	1	1	11,0	0	0	0	0	0
Proteaceae								
<i>Roupala montana</i> Aubl.	3	3	22,0	1	1	22	0	0
Rhamnaceae								
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	10	3	43,3	0	0	0	0	0
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	1	1	13,0	0	0	0	0	0
Rosaceae								
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	2	2	14,0	0	0	0	0	0
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	3	3	16,3	0	0	0	0	0
Rubiaceae								
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	3	2	21,0	6	1	133	4	43
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltldl.	3	3	15,3	0	0	0	0	0
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	1	1	22,0	0	0	0	0	0
<i>Coffea arabica</i> L.	11	4	45,0	0	0	0	0	0
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	7	6	22,0	0	0	0	0	0
<i>Genipa americana</i> L.	14	2	90,5	0	0	0	0	0
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltldl.	0	0	0	2	1	40	0	0
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	1	1	13,0	0	0	0	7	76
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	1	1	25,0	0	0	0	3	32
<i>Randia</i> sp.	0	0	0	2	1	88	0	0
Rutaceae								
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	1	1	12,0	0	0	0	0	0
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	54	12	72,8	1	1	44	0	0
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	4	3	24,0	0	0	0	0	0
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	20	6	56,7	0	0	0	0	0
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	51	9	113	0	0	0	0	0
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	8	3	50,0	0	0	0	0	0
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	18	7	42,9	0	0	0	0	0
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	1	1	12,0	0	0	0	0	0
<i>Rutaceae</i>	1	1	13,0	0	0	0	0	0
<i>Zanthoxylum acuminatum</i> Sw.	3	2	33,0	0	0	0	0	0

Tabela 8. Espécies arbóreas amostradas em 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP. ID = número de indivíduos amostrados; Fr = número de fragmentos em que a espécie ocorre; D.M.= densidade média nos fragmentos em que a espécie ocorre . (Continuação)

Família/Espécie	Mata			Cerrado			Transição	
	ID	Fr	D.M.	ID	Fr	D.M.	ID	D.M.
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	2	2	11,0	0	0	0	0	0
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	3	3	13,7	0	0	0	0	0
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	10	4	42,0	0	0	0	0	0
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	2	2	17,0	1	1	44	1	11
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	1	1	11,0	2	2	16	0	0
Sapindaceae								
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A.Juss.) Radlk.	11	7	23,9	0	0	0	0	0
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	26	13	30,2	0	0	0	0	0
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	5	5	14,0	0	0	0	0	0
<i>Sapindus saponaria</i> L.	1	1	16,0	0	0	0	0	0
Sapotaceae								
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> Engl.	35	12	49,8	0	0	0	0	0
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	1	1	13,0	6	3	65	0	0
Solanaceae								
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltld.	1	1	17,0	0	0	0	0	0
<i>Cestrum schlechtendalii</i> G.Don	3	2	27,5	0	0	0	0	0
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	8	6	24,7	0	0	0	0	0
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	1	1	12,0	0	0	0	0	0
Sterculiaceae								
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	23	11	30,3	0	0	0	0	0
<i>Pterygota brasiliensis</i> Allemão	1	1	9,0	0	0	0	0	0
Styracaceae								
<i>Styrax camporum</i> Perkins.	0	0	0	1	1	20	0	0
<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	3	3	20,3	0	0	0	1	11
Symplocaceae								
<i>Symplocos falcata</i> Brand	1	1	20,0	0	0	0	0	0
Tiliaceae								
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	1	1	19,0	1	1	22	0	0
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	17	7	34,1	1	1	20	0	0
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	0	0	0	42	5	167	0	0
Ulmaceae								
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	0	0	0	1	1	44	0	0
<i>Celtis pubescens</i> Spreng.	0	0	0	5	2	93	0	0
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	11	5	38,4	0	0	0	1	11
Urticaceae								
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	23	5	57,4	0	0	0	0	0
Verbenaceae								
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D.Jacks.	4	2	39,0	7	3	41	0	0
<i>Aloysia virgata</i> Juss.	25	8	42,3	16	1	703	0	0
<i>Verbenaceae</i>	1	1	9,0	0	0	0	0	0
Vochysiaceae								
<i>Qualea jundiahy</i> Warm.	1	1	17,0	0	0	0	0	0
<i>Qualea selloi</i> Warm.	2	2	21,0	0	0	0	0	0
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	1	1	13,0	0	0	0	0	0
Morta	128	22	93,0	21	4	125	7	76
Indeterminada	10	9	17,2	6	2	110	1	11

Entre os fragmentos de mata e de cerrado, encontrou-se grande diferença de composição das espécies mais abundantes. Os cerrados apresentaram espécies com valores de abundância maior, onde 10 espécies representaram 58% do total de indivíduos. Por outro lado, as 10 espécies mais abundantes das matas representam 32% do total, o que evidencia a maior diversidade das matas e a maior homogeneidade dos cerrados em Campinas. Nestas diferenças pode estar embutida também a influência antrópica, uma vez que dois fragmentos de cerrados são oriundos de regeneração.

Tabela 9. Número e porcentagem de indivíduos das famílias mais abundantes de 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP.

Geral (28 frag.)			Mata (22 frag.)			Cerrado (5 frag.)		
Família	Ind.	% ind.	Família	Ind.	% ind.	Família	Ind.	% ind.
Fabaceae	465	16,6	Fabaceae	307	14,0	Fabaceae	154	30,8
Meliaceae	303	10,8	Meliaceae	299	13,6	Tiliaceae	44	8,8
Euphorbiaceae	239	8,5	Euphorbiaceae	220	10,0	Asteraceae	30	6,0
Rutaceae	184	6,6	Rutaceae	179	8,1	Lauraceae	24	4,8
Lauraceae	176	6,3	Lauraceae	140	6,4	Flacourtiaceae	24	4,8
Morta	156	5,6	Morta	128	5,8	Verbenaceae	23	4,6
Myrtaceae	139	5,0	Myrtaceae	117	5,3	Boraginaceae	23	4,6
Flacourtiaceae	86	3,1	Flacourtiaceae	61	2,8	Annonaceae	22	4,4
Rubiaceae	65	2,3	Anacardiaceae	59	2,7	morta	21	4,2
Anacardiaceae	63	2,3	Sapindaceae	43	2,0	Erythroxylaceae	14	2,8
Tiliaceae	62	2,2	Rubiaceae	41	1,9	Monimiaceae	12	2,4
Total	1938	69,21		1594	72,45		391	78,2

frag.= fragmento; Ind= indivíduos

Dos 28 levantamentos fitossociológicos realizados, 27 apresentaram indivíduos mortos, ou seja, 96,4% do total de levantamentos (Tabela 10). Além disto, os indivíduos mortos foram os mais comuns na análise total (Tabela 11 A), representando 5,6% do total de indivíduos amostrados. Esta grande representatividade de árvores mortas é um dos efeitos esperados da fragmentação da vegetação nativa (TABARELLI et al., 1999; LAURANCE et al., 2001).

É interessante observar que apesar de diferenças no tamanho da área de cada um dos fragmentos remanescentes, o índice de diversidade não acompanhou o tamanho dos fragmentos, como seria esperado pela teoria de biogeografia de ilhas (MACARTUR & WILSON, 1967) e foi observado em fragmentos de Campinas (SANTOS & KINOSHITA, 2003). A grande maioria (20) dos fragmentos remanescentes (Tabela 12) apresentou índices de diversidade maiores ou igual a três $\ln(\text{indivíduos})^{-1}$.

Tabela 10. Espécies mais frequentes nos 28 fragmentos de vegetação nativa remanescente em Campinas, SP.

Espécies	Frequência	
	Nº	%
Morta	27	96,4
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	18	64,3
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	17	60,7
<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	16	57,1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	16	57,1
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	15	53,6
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	15	53,6
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	13	46,4
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	13	46,4
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	13	46,4
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	13	46,4
Indeterminada	12	42,9
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> Engl.	12	42,9
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	12	42,9
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	12	42,9

Os menores índices de diversidade foram encontrados nos fragmentos de cerrado, com exceção do fragmento de Viracopos (25Vira) que possui índice de 3,5 nats.indivíduos⁻¹. O Viracopos é o único fragmento de cerrado que não apresenta indicio de ser uma regeneração, todos os demais são prováveis regenerações, possuindo baixa diversidade associada a influência antrópica.

O Bosque São José (04BqSJo), o Jardim do Sol (01Jsol) e o Bosque dos Italianos (06BqIt), são bosques urbanos pequenos (respectivamente 3,25, 1,12 e 1,65 há.). Entretanto, estas pequenas áreas urbanas apresentaram índices de diversidade próximos ao observado na Mata Santa Genebra que possui apenas 41,61 há, dos seus 251 há. Dentro da bacia do ribeirão das Anhumas (Tabelas 12 e 13) Apesar da área estudada da Mata Santa Genebra ser bem antropizada, esta semelhança de diversidades entres estes fragmentos, mostra que a diversidade de espécies pode ser mantida, muitas vezes, dentro de pequenos remanescentes, tal como já observado em florestas tropicais da China (TURNER & CORLETT, 1996). Alguns trabalhos consideram que vários fragmentos pequenos podem apresentar maior riqueza de espécies do que um único fragmento grande com área correspondente (OERTLIE et al., 2002; FISCHER & LINDENMAYER, 2002) o que se aproxima dos resultados encontrados neste trabalho. Porém estes pequenos fragmentos sofrem muito com o efeito de borda, tendo uma alta razão área/perímetro (Tabela 13). A viabilidade de conservação das espécies em áreas reduzidas é questionada (TURNER & CORLETT, 1996; ZUIDEMA et al., 1996), mas

apesar disso, a maioria dos fragmentos que apresentam uma alta razão perímetro/área mantiveram uma grande diversidade (H') (Tabelas 12 e 13).

Tabela 11. Abundância de espécies arbóreas em 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP.

Espécies	Indivíduos	
	Nº	%
A) GERAL		
Morta	156	5,6
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	104	3,7
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	101	3,6
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	80	2,9
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	75	2,7
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	72	2,6
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	70	2,5
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	56	2,0
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	55	2,0
<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	52	1,9
Total	821	29,3
B) MATA		
Morta	128	5,8
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	104	4,7
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	80	3,6
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	74	3,4
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	68	3,1
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	56	2,5
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	54	2,5
<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	52	2,4
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	51	2,3
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	46	2,1
Total	713	32,4
C) CERRADO		
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	100	20
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	42	8,4
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	30	6
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	24	4,8
Morta	21	4,2
<i>Aloysia virgata</i> Juss.	16	3,2
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	15	3
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	15	3
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	13	2,6
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	12	2,4
Total	288	57,6

Abreviaturas: %= percentagem ; Nº= numero

Quanto à altura e o diâmetro médio das árvores nos fragmentos (Tabela 12), estas duas medidas estiveram aproximadas. Em fragmentos com maiores alturas de árvores, o diâmetro geralmente foi maior, exceto nos cerrados. Ambas variaram entre os

fragmentos, predominando em fragmentos de cerrado árvores com menores alturas do que nas matas, sendo isto uma característica do bioma cerrado, que possui um dossel mais baixo, o que não é refletido nos diâmetros, pois não apresentam uma redução significativa. Dentro das matas as alturas e diâmetros foram bem heterogêneos. Através destes parâmetros de altura e de diâmetro pode-se inferir um pouco sobre a idade e preservação dos fragmentos. A perturbação antrópica interfere nestes fatores através do corte raso da mata ou mesmo por corte seletivo, retirando os indivíduos mais antigos dos fragmentos que podem apresentar menores médias de altura e diâmetro. É interessante notar que matas com árvores de maiores alturas e diâmetros médios, nem sempre apresentaram altos valores de diversidade, o que conduz a suposição de que essas variáveis sejam independentes e afetadas de maneiras diferentes pela influência antrópica.

Tabela 12. Resumo dos dados analíticos do estrato arbóreo da vegetação nativa de 28 fragmentos em Campinas, SP. H' = Índice de diversidade de Shanom; n = número de espécies amostradas; diâmetro médio; altura média; densidade e dominância.

Fragmentos	H'	Spp (n)	Diâmetro (cm)	Altura (m)	Densidade (ind/há ⁻¹)	Dominância (m ² .ha ⁻¹)
01Jsol	3,60	48	11,13	6,38	1656,86	41,36
02CRPe	3,20	37	17,31	9,25	870,86	131,76
03Jmir	3,49	45	15,73	6,66	1418,38	104,37
04BqSJo	3,67	48	16,41	11,55	1226,20	120,58
05BqCM	3,42	42	14,53	6,27	1248,84	92,62
06BqIt	3,60	46	18,47	10,68	1276,38	157,66
07BqAl	2,99	29	11,23	8,47	1607,49	58,70
08Vho1	3,18	34	12,54	8,09	1080,70	59,73
09BqJe	3,18	41	18,73	7,36	1304,44	146,98
10BqPa	3,31	38	13,34	6,90	1486,03	81,22
11Vho2	3,02	33	9,49	6,68	2210,44	20,61
12LaSi	2,66	25	7,74	4,22	1983,37	14,80
13MSGe	3,66	50	11,73	6,84	2652,03	37,19
14SSFr	3,39	44	10,33	7,41	2162,01	34,92
15PqEc	2,69	23	10,47	6,81	1679,70	36,36
16Sben	3,28	42	14,69	7,30	2487,46	43,08
17RsMa	3,00	30	14,02	8,51	1789,73	27,95
18Calp	3,47	41	14,25	11,09	1310,71	33,58
19CEP1	3,53	50	14,27	8,66	1111,59	67,35
20MSGi	2,79	27	11,2	8,20	1652,19	72,29
21MboF	3,38	38	16,67	7,89	1853,71	37,61
22Far1	2,85	33	12,41	9,09	1322,56	191,26
23Far2	2,73	27	13,56	8,20	1341,83	56,93
24CECc	2,29	18	15,44	8,59	1050,78	121,35
25Vira	3,53	46	10,20	7,44	2213,56	12,44
26Pxa2	2,98	20	8,09	5,66	2040,96	16,49
27MSE1	3,48	41	11,75	7,50	1718,68	25,63
28Smar	2,53	21	9,79	6,60	4390,96	55,88

O cálculo da densidade da vegetação levou em consideração a medida das distâncias dos indivíduos em relação ao ponto quadrante. A elaboração das médias destas distâncias gerou uma variável importante, que juntamente com a dominância, a altura, o diâmetro, o número de indivíduos mortos e o número de espécies, participaram da constituição da matriz de dados de influência antrópica.

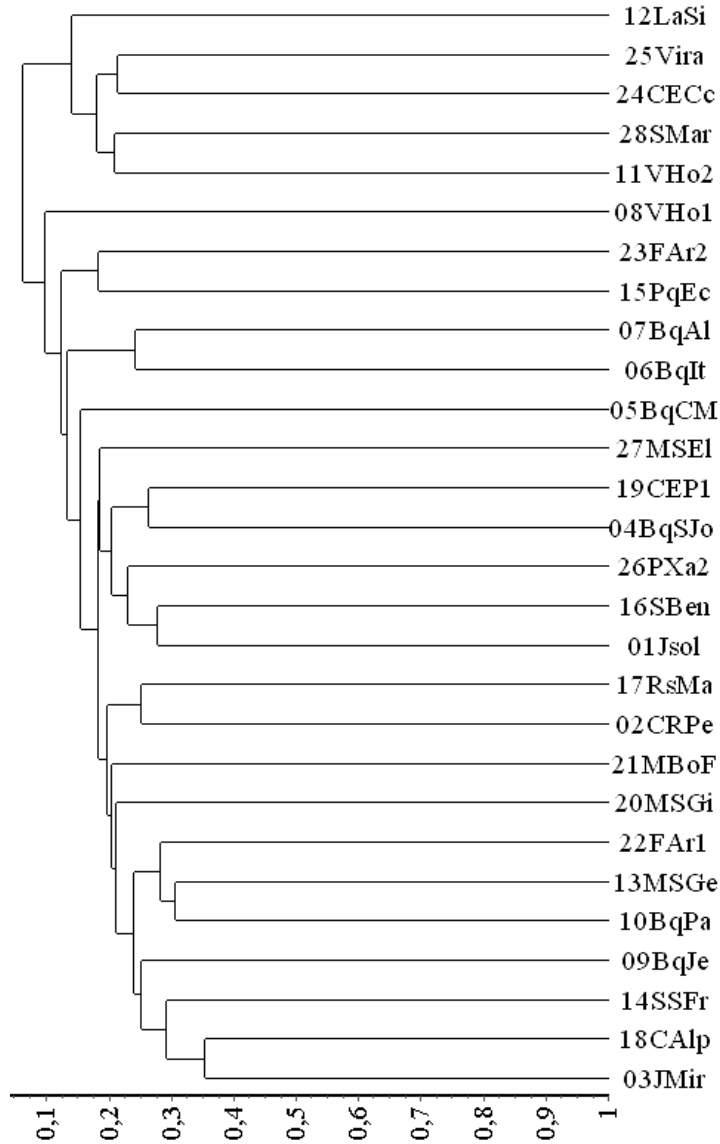


Figura 7. Dendrograma baseado na presença e ausência de espécies de 28 fragmentos do município de Campinas, SP, elaborado pelo método de Jaccard, com média de grupo (UPGMA).

O índice de diversidade dos fragmentos não foi selecionado, pois a sua elaboração parte de dados que participam da matriz de vegetação com a qual seria cruzado. Assim, a correlação obtida, mesmo se significativa não teria significado ecológico.

O dendograma utilizando os dados de presença e ausência de todas as espécies, para as 28 amostras, segundo o método de Jaccard, apresentou uma clara divisão entre os cinco fragmentos de cerrado e os de mata, (Figura 7) Esta distribuição dos fragmentos apresentada pelo índice de Jaccard foi avaliada pela análise de coordenadas principais (Figura 8), que reforçou os resultados apresentados pelo dendograma.

Resultados semelhantes foram encontrados no dendrograma elaborado a partir dos dados de densidade de espécies utilizando o método de Bray-Curtis (Figura 9) ambos dendogramas apresentam distribuições semelhantes, com pequenas variações de ordem e ambos foram confirmados pela análise de coordenadas principais (Figuras 8 e 10). A diversidade dos fragmentos é evidenciada pelas baixas similaridades, ficando sempre próximos ou inferiores a 35 %, pelo método de Jaccard (Figura 7) ou a 50 %, pelo método de Bray-Curtis (Figura 9). A maior similaridade, entre os fragmentos de mata foi a entre o Jardim Miriam (03Jmir) e o Condomínio Alphaville (18Calp) (Figura 7 e 9). Estes fragmentos possuem solos muito semelhantes Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico abruptico (03Jmir) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico abruptico (18Calp), gradiente textural muito próximo e também fertilidade muito parecida, pois ambos são mesotróficos (03Jmir: $V = 68 \%$; 18Calp: $V = 47 \%$). Além disso, são fragmentos próximos um do outro, com materiais de origem semelhante (rochas graníticas). Todos esses fatores parecem ter contribuído para esta similaridade. Entre os cerrados, os índices de similaridade apresentados pelo dendograma ficaram abaixo de 25%.

A distribuição dos fragmentos pelos dendogramas colocou em extremos opostos os solos com alto gradiente textural (03 Jmir e 18Calp), argissolos, aos de baixo gradiente textural (25Vira e 12 LaSi). Apesar do dendrograma ter sido elaborado a partir de dados florísticos, uma simples comparação da sua ordenação com a tabela 1, permite notar que os latossolos estão agrupados na sua parte superior (lado mais afastado do eixo de similaridade), enquanto que os argissolos predominam na sua parte inferior. Esta distribuição reforça a associação encontrada e discutida nos dados de análise granulométrica, associando estas matas a condições de gradiente textural.

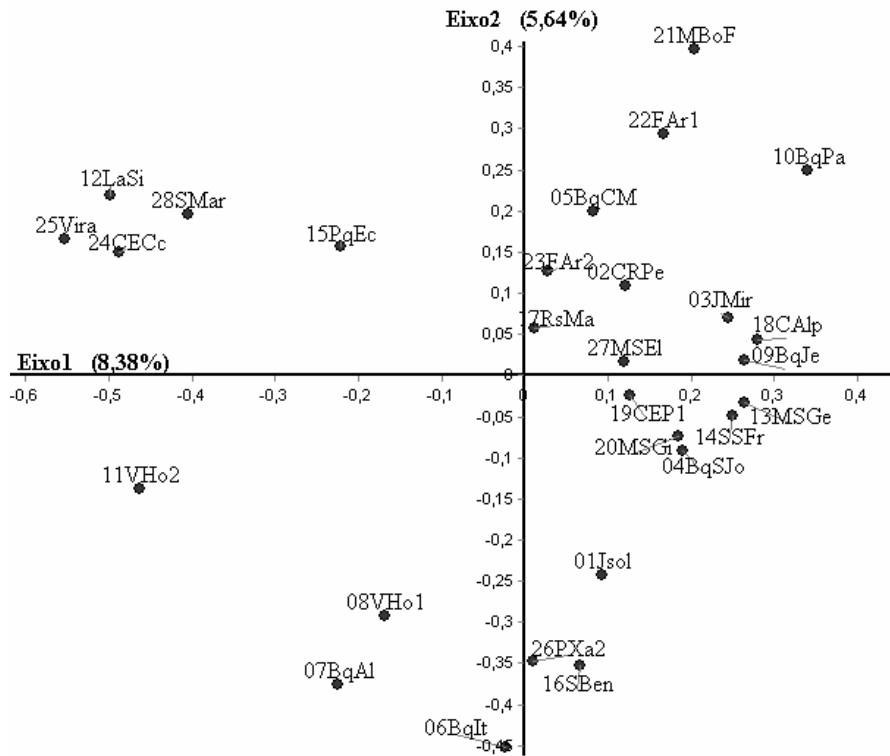


Figura 8 Análise de coordenadas principais para o método de Jaccard baseado na presença e ausência de espécies de 28 fragmentos do município de Campinas, SP.

Dos oito fragmentos mais próximos ao eixo do índice de similaridade (lado inferior da figura 7), seis são argissolos e dois são nitossolos, estes últimos são solos que por definição têm estrutura do horizonte B em blocos com desenvolvimento no mínimo moderado (EMBRAPA, 2006), o que também se relaciona com a dinâmica de água do solo, já que esta estrutura acarreta em uma redução de macroporos em relação à estrutura granular típica de horizonte B latossólico. Nesses oito fragmentos não há nenhum latossolo. No lado oposto (lado superior), dos 10 solos agrupados nessa extremidade (incluindo os cinco de cerrado na extremidade), apenas três não são latossolos, um cambissolo (28SMar), um neossolo flúvico (15PqEc) e um argissolo não típico (12LaSi: latossólico). Isso sugere que a similaridade florística entre os fragmentos é influenciada por propriedades dos solos que são utilizadas como critérios diagnósticos para a classificação de solos. Isso denota a utilidade da classificação dos solos para estratificação de ambientes florísticos diferenciados. No caso, espera-se que as principais propriedades responsáveis por essa estratificação sejam saturação do solo por alumínio (m %), estrutura e gradiente textural, que afetam o seu comportamento físico-hídrico.

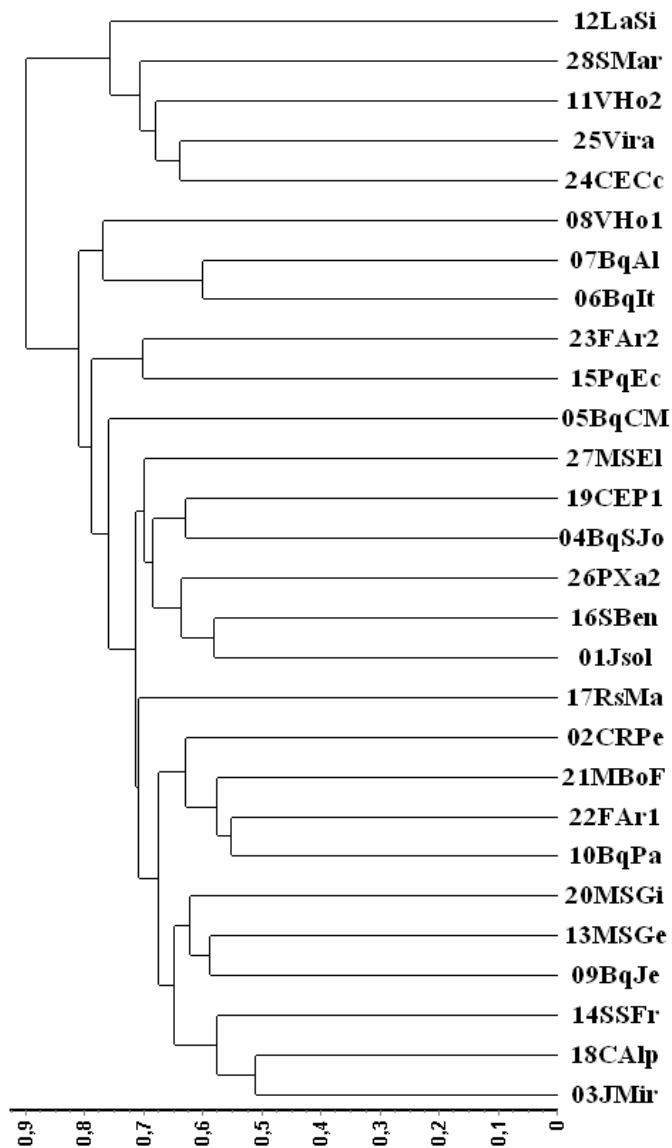


Figura 9. Dendrograma baseado na densidade de espécies de 28 fragmentos do município de Campinas, SP, elaborado pelo método Bray-Curtis, com média de grupo (UPGMA).

Estes resultados associam as matas a uma maior disponibilidade de água em camadas superiores do solo, pois o gradiente textural, típico dos argissolos, retêm água no horizonte B, dificultando a sua percolação e retendo mais água em todo o *solum*. A ausência deste gradiente nos latossolos, permite percolação da água. Nos cerrados estas condições tem sido acompanhadas ainda de maior quantidade de macroporos. O que pode estar deixando estes solos de cerrado superficialmente secos por períodos mais longos do que os de mata.

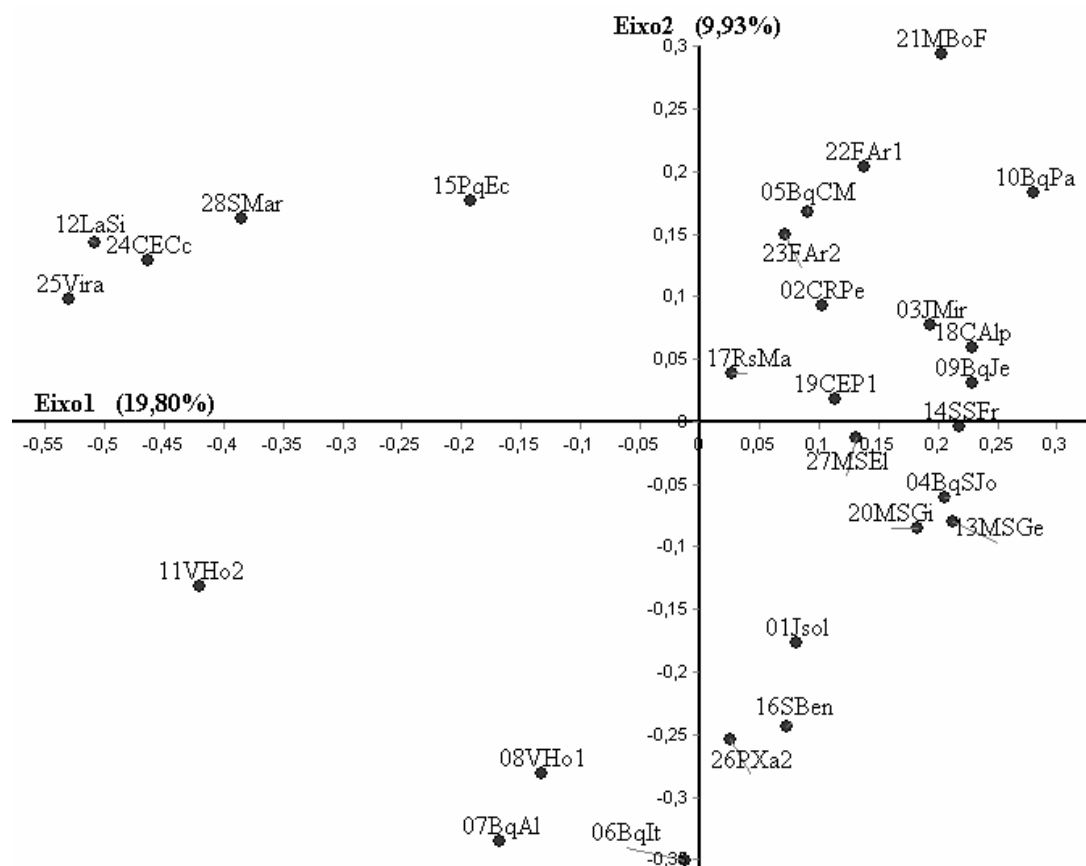


Figura 10 Análise de coordenadas principais para o método de Bray-Curtis baseado na densidade de espécies de 28 fragmentos do município de Campinas, SP.

A separação dos dados por horizonte dificulta a identificação destas relações. Nenhuma variável quantitativa avaliada neste trabalho traduz o significado do perfil do solo, ou seja, este corpo tridimensional que é um contínuo lateral e verticalmente. Apesar de ter sido analisado horizonte A e horizonte B, pode existir uma homogeneidade (isotropia) ou não (anisotropia) desses atributos ao longo do perfil. Esse dendrograma indica que o fato dos solos serem anisotrópicos (p.ex., argissolos) ou isotrópicos (p.ex., latossolos) pode estar influenciando essa distribuição florística.

4.4 Influência antrópica

O estudo da influência antrópica por meio de imagens de satélites e de fotos aéreas antigas permitiu identificar intervenções humanas que podem ter influenciado na seleção das espécies arbóreas dos fragmentos.

Os fragmentos Vila Holândia 1 e 2 (08Vho1 e 11Vho2) são contíguos e não puderam ser distintos através da análise da imagem de satélite, sendo tratados, nessa análise de antropismo, como um único fragmento (8/11Vho). Alguns dados dos quatro

fragmentos de fora da bacia do Anhumas foram incorporados ao estudo por serem obtidos utilizando imagem de satélite atual (Tabela 13).

Entre 1962 e 2005 a intervenção mais drástica identificada neste estudo foi o corte raso de indivíduos em parte de alguns fragmentos, reduzindo as suas áreas. Esta redução foi identificada em nove fragmentos. Os fragmentos que sofreram mais com os desmatamentos foram o Bosque Chico Mendes (05BqCM), que teve a sua área reduzida em 89%, a Mata Boi Falou (21MboF), em 73 %, a do Jardim Mirian (03Jmir), em 72 % e a Fazenda Argentina 1 (22Far1), em 49%. Em contra-partida, outros 13 fragmentos tiveram suas áreas ampliadas (Tabela 13).

Apesar de terem sofrido reduções muito drásticas, o único fragmento em que essa influência antrópica se refletiu em parâmetros de vegetação foi o fragmento da Fazenda Argentina 1(22Far1), que apresenta boas condições de solo, porém, baixo índice de diversidade de espécies (Tabela 13). Os demais fragmentos que sofreram grandes reduções, ainda apresentam um índice de diversidade alto.

O estudo do entorno dos fragmentos, incluiu os de fora da bacia do Anhumas. Esses dados são importantes, pois permitem identificar as origens das pressões antrópicas, principalmente se urbana ou rural. O predomínio de entorno urbano é evidente, correspondendo a 42% em média, predominando em 14 fragmentos, demonstrando a grande pressão urbana sobre os fragmentos.

Vegetação é o segundo entorno mais freqüente. Isto, porém, pode estar associado a um erro da análise automatizada em SIG (Sistema de Informação Geográfica). O *buffer* de 200 m elaborado para identificar os usos do entorno, pode considerar também a vegetação natural do próprio fragmento, no caso de entornos com ângulos internos de seu perímetro superiores a 270°. Ainda assim, estes dados trazem uma contribuição significativa para a compreensão da dinâmica dos fragmentos de vegetação da região. Em terceiro lugar vem a contribuição da área rural (19%). Em quarto lugar está a capoeira com 14,5%. O entorno rural e de capoeira são importantes por terem grande potencial de regeneração, conforme demonstrado no trabalho de ADAMI et al. (2006), que utilizou a mesma base de dados deste estudo. No trabalho de ADAMI, pode-se notar que a principal pressão antrópica sobre os remanescentes de vegetação na região da bacia do Anhumas vem da expansão das áreas urbanas, enquanto que as áreas rurais estão servindo de regeneração.

Tabela 13. Indicadores de influência antrópica para 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP.

	Entorno					Área (há)			P/A	NDVI	Ampl.	Reduz
	urbano	Rural	Veget.	Água	Capo	Atual	1972	1962				
01Jsol	60,80	25,07	5,19	0	8,94	1,12	1,00	1,00	37,36	0,63	10,6	0
02CRPe	52,20	3,41	28,00	2,18	14,22	9,34	7,67	5,39	18,84	0,63	42,3	0
03Jmir	52,55	0	10,91	0	36,54	0,76	2,46	2,68	53,74	0,37	0	71,75
04BqSJo	89,54	0	10,46	0	0	3,25	2,81	2,81	25,76	0,36	13,5	0
05BqCM	73,21	0	13,80	3,85	9,14	3,10	20,41	27,70	38,00	0,51	0	88,80
06BqIt	93,32	0	6,68	0	0	1,65	1,65	1,65	25,58	0,31	0	0
07BqAl	92,27	0	7,73	0	0	2,15	2,24	2,24	32,26	0,18	0	3,87
08/11Vho	3,34	30,85	38,96	1,59	25,26	32,51	24,17	20,97	9,16	0,73	35,5	0
09BqJe	79,13	0	20,68	0,19	0	10,78	10,31	10,31	12,92	0,47	4,4	0
10BqPa	80,64	0	13,71	0,26	5,38	4,19	4,75	6,28	24,67	0,70	0	33,36
12LaSi	11,93	24,67	45,76	1,08	16,56	10,26	13,78	7,02	14,66	0,59	31,6	0
13MSGe	17,76	21,39	59,47	0	1,39	234,22	239,56	389,15	3,59	0,95	0	39,81
14SSFr	18,29	16,62	18,84	0,61	45,63	5,12	3,51	3,12	29,80	0,67	39,0	0,00
15PqEc	81,98	0	18,02	0	0	5,02	5,73	5,79	21,00	0,71	0	13,29
16Sben	16,90	38,89	37,30	0,61	6,31	18,15	17,79	18,43	13,39	0,76	0	1,51
17RsMa	0,01	73,25	11,10	9,28	6,35	2,77	2,61	2,73	23,95	0,58	1,3	0
18Calp	84,86	0	11,52	0,72	2,89	4,02	3,64	3,75	23,69	0,51	0	0
19CEP1	33,80	17,10	4,14	7,45	37,52	0,56	1,43	0,86	51,87	0,46	0	34,84
20MSGi	7,19	42,08	32,39	0	18,35	22,89	23,57	22,18	8,80	0,78	3,1	0,00
21MboF	62,98	0	12,28	3,42	21,32	5,09	14,92	18,73	28,67	0,70	0	72,85
22Far1	26,21	46,59	27,21	0	0	5,19	10,32	10,32	17,63	0,76	0	49,68
23Far2	20,83	50,31	17,32	0	11,54	2,99	2,90	2,90	22,90	0,76	2,9	0
24CECc	0	46,11	33,74	3,36	16,79	*	*	*	*	*	*	*
25Vira	2,40	1,43	30,68	0	65,49	*	*	*	*	*	*	*
26Pxa2	53,62	24,89	17,53	1,29	2,68	5,52	6,83	7,65	21,96	0,73	0	27,84
27MSEl	39,83	27,03	30,82	0	2,31	*	*	*	*	*	*	*
28Smar	14,08	24,76	34,39	0,12	26,64	*	*	*	*	*	*	*

Veget.=vegetação; **Capo.**= capoeira; **P/A**= perímetro/área; **NDVI**= índice de cobertura vegetal; **Ampl.**= ampliação; **Reduz.**= redução; *=dados não obtidos.

Sendo 70% da região da bacia do ribeirão das Anhumas área urbana, pode-se imaginar as grandes pressões que muitos dos fragmentos desta bacia vêm sofrendo, isolados pela malha urbana. Outra evidência desta pressão urbana é a mudança do perímetro urbano ao longo de 40 anos, o qual mudou 18 vezes, sempre aumentando (BERNARDO, 2002). Deve-se destacar que os fragmentos de cerrado estão todos fora do perímetro urbano, sofrendo menos com esta pressão, além de possuírem uma maior contribuição do entorno de capoeira, isto pode levar a um maior potencial de expansão no futuro. Os dois fragmentos de cerrados de dentro da bacia estudados têm indícios de serem regeneração. Ambos apresentam ampliações de suas áreas identificadas pela comparação com fotos antigas e também relatos de moradores (Vila Holândia) e funcionários (Laboratório Síncrotron), que os descrevem como regenerações.

A razão do perímetro/área (P/A) dos fragmentos demonstra o quanto os fragmentos menores estão sujeitos ao efeito de borda (Tabela 13). Segundo MURCIA (1995) este efeito seria a interação entre dois ecossistemas adjacentes, o fragmento nativo e a matriz, através de uma transição abrupta, a região da borda do fragmento. Quanto menor for o fragmento, e de acordo com o seu formato, ele terá uma relação P/A mais alta e prejudicial para a sua preservação. O fragmento que teve a menor relação foi a Mata Santa Genebra (3,59), devido a sua grande área. Poucos fragmentos tiveram uma relação abaixo de 10, sendo que a maioria está acima de 20, demonstrando o quanto estão expostos ao efeito de borda. Nas bordas ocorrem alterações bióticas e abióticas e a distância da penetração de tais alterações em direção ao interior da mata varia com a idade, orientação, fisionomia, matriz e histórico do fragmento, da borda e da matriz (MURCIA, 1995).

O fragmento com a maior relação P/A é do Condomínio Estância Paraíso 1 (19 CEP1) que, apesar de manter uma boa diversidade (Tabela 13), teve sua área reduzida nos últimos anos além de ser o menor fragmento estudado. É interessante que ele ainda mantenha sua diversidade, pois está sofrendo grandes pressões antrópicas, inclusive com bosqueamento, observado no local pela quase inexistência de subbosque, e também identificado pelo baixo índice de cobertura vegetal (Tabela 13). Tem sido observado que a fragmentação da vegetação leva a uma série de alterações bióticas e abióticas nos remanescentes. Os efeitos bióticos incluem a perda de diversidade (RICHARD & RODRIGUES, 2001), mudanças na composição (TABARELLI et al., 1999), alterações nos padrões de distribuição e abundância dos organismos (LAURANCE et al., 2001) e aumento da proporção de árvores mortas ou danificadas, o que gera maior proporção de interrupções no dossel e formação de clareiras (LAURANCE et al., 2001). Dentre as mudanças abióticas estão o aumento na penetração de luz, a elevação da temperatura e a redução da umidade relativa do ar e do solo (MATLACK, 1993; DIDHAN & LAWTON, 1999; RICHARD & RODRIGUES 2001). Poucos fragmentos deixam evidentes estas mudanças na composição por influência antrópica, pois a maioria tem mantido os seus índices de diversidade altos.

O aumento da penetração da luz, na comparação entre os fragmentos, pode ser inferido através do índice de cobertura vegetal (NDVI) médio, obtido pela análise da imagem de satélite. Os resultados obtidos por esta análise foram bem interessantes. Alguns fragmentos como o Bosque dos Alemães, Bosque dos Italianos, Bosque São José, Bosque dos Jequitibás e Bosque Chico Mendes, possuem NDVIs muito baixos, o

que esta ligado ao fato de serem locais abertos com grande áreas de passagem. O fato de alguns dos fragmentos analisados serem muito pequenos e a baixa resolução espectral das imagens pode ter prejudicado a obtenção de medidas precisas. Porém, boa parte dos dados possuem coerência com observado em campo, como a Mata Santa Genebra (13MSG_e) que é um dos fragmentos apresentando maior índice, sendo um dos melhores fragmentos em termo de cobertura vegetal.

A influência antrópica foi avaliada pela CCA, utilizando também alguns resultados da análise de vegetação, como o número de indivíduos mortos, altura, diâmetro médio dos indivíduos amostrados e distância média do indivíduo ao ponto quadrante (Tabela 12). Estes parâmetros de vegetação refletem o estado e a conservação do fragmento, sendo indicadores indiretos da presença ou não de influência sobre a vegetação, permitindo realizar uma comparação entre os fragmentos, ordenando-os de acordo com estas características. Os fragmentos mais diferenciados podem estar sofrendo algum tipo de pressão inclusive antrópica.

4.5 Parâmetros estatísticos indicadores da relação solo-vegetação

A identificação da relação solo-vegetação foi analisada pela análise de correspondência canônica (CCA) utilizando uma matriz de espécies com seus valores de densidade por fragmento e uma matriz ambiental. A matriz ambiental contava inicialmente com um total de 56 variáveis descritoras ambientais. Destas variáveis, foram selecionadas apenas 13 com correlação acima de 0,4. Por ser um número muito grande de variáveis, a seleção foi feita em várias etapas. As primeiras variáveis a serem eliminadas foram as complementares, pois não podem participar da análise variáveis que se complementam mutuamente ou aquelas que estão altamente associadas por outros motivos. Foram identificados três grupos de variáveis complementares. O primeiro grupo continha a variável microporos e macroporos, o segundo as variáveis argila, silte e areia e o terceiro a soma de bases com os valores das bases individualizadas (Ca, Mg, K e Na). Após uma seleção prévia, foi eliminada uma variável de cada grupo. Eliminaram-se as variáveis com menor importância, ou com menor contribuição individual (microporos, silte e soma de bases), dos horizontes A e B. O terceiro grupo de variáveis (Ca, Mg, K e Na) foi totalmente retirado do conjunto por já estar representado pela soma de bases. Nesta etapa 12 variáveis foram eliminadas.

As demais 44 variáveis participaram das CCAs preliminares divididas em dois grupos com 22 variáveis cada, um grupo com as variáveis do horizonte A e outro com as do horizonte B. Numa análise preliminar de cada grupo identificou-se as variáveis redundantes. No horizonte A todas as medidas de pH (em água, KCl e CaCl₂) correlacionaram entre si e com V%. Todas estas quatro variáveis tiveram correlação acima de 95%. Estas variáveis estão associadas à mesma fonte de variação, ou seja, ao equilíbrio entre cátions e ânions trocáveis no solo, que faz com que apresentem vetores sobrepostos, sendo necessária a seleção de apenas uma destas variáveis. Estas correlações foram observada também através da análise de componentes principais (PCA). Neste caso, o V% permaneceu devido à importância nas medidas de fertilidade do solo. No horizonte B, a correlação entre as variáveis foi muito semelhante, com exceção do pH em KCl, que não correlacionou com o V%, sendo eliminadas as medidas de pH em H₂O e em CaCl₂.

Tabela 14. Variáveis preliminares da CCA (35) divididas em horizonte A e B e suas correlações com os eixos de vetores de autovalores 1 e 2

Variáveis	Horizonte A		Horizonte B	
	Eixo01	Eixo02	Eixo01	Eixo02
pH em KCl.	*	*	0,190	-0,513
M. O.	-0,195	-0,100	-0,450	0,445
P	0,256	0,373	0,004	-0,490
H+Al	-0,574	-0,321	-0,399	0,540
T	0,071	0,050	-0,272	0,136
V%	0,533	0,285	0,354	-0,605
m%	-0,754	-0,183	-0,428	0,595
Argila	-0,286	0,101	-0,053	0,068
Areia	0,114	-0,316	-0,093	0,310
Densidade do solo	-0,046	-0,135	0,431	-0,141
Macroporos	-0,010	-0,125	-0,434	-0,149
Água disponível	-0,012	-0,058	-0,210	0,135
θ_r	-0,094	0,397	0,021	-0,081
θ_s	-0,092	0,111	-0,312	-0,075
a	0,064	0,289	0,147	-0,273
M	0,179	-0,119	0,197	0,156
n.	0,031	0,259	-0,697	-0,119
s	0,178	-0,005	0,563	0,001

M.O. = Matéria Orgânica; **P** = Fósforo; **H+Al** =Acidez potencial; **T** = capacidade de troca de cátions; **V%** = porcentagem de saturação por bases; **m%** = porcentagem de saturação por alumínio. **θ_r** = parâmetro do modelo de GENUCHTEN (1980) para umidade residual; **θ_s** = parâmetro do modelo de van GENUCHTEN (1980) para umidade de saturação, **a**, **m** e **n**= parâmetros de ajuste das equações de GENUCHTEN (1980); **s**= índice da curva de retenção de água (DEXTER, 2004).

As outras variáveis que neste conjunto de amostras se mostraram redundantes no horizonte A e B foram o Al trocável com valor de saturação por alumínio (m %) e o

parâmetro do modelo de GENUCHTEN (1980) para umidade residual (θ_r) com a água residual. No primeiro caso deu-se preferência para o $m\%$ que é uma variável com maior significado quanto à fertilidade do solo, e no segundo ao valor calculado do θ_r pelo modelo de GENUCHTEN (1980). Nesta segunda etapa eliminaram-se 9 variáveis (cinco do horizonte A e quatro do horizonte B), permanecendo 35 variáveis, apresentadas na tabela 14, ainda divididas em dois grupos. Cada grupo foi submetido à CCA com critério de seleção de correlação mínimo de 0,4 com um dos dois primeiros eixos (OLIVEIRA-FILHO & RATTER, 1994). Os resultados desta correlação são apresentados na tabela 14, divididos por horizonte A e B.

Após a seleção das variáveis com correlação acima de 0,4 com o eixo 1 ou 2 em cada um dos grupos, as variáveis selecionadas dos horizontes A e B foram unidas em uma única matriz com 13 variáveis (Tabela 15 A).

Das variáveis ambientais selecionadas apenas três são do horizonte A (H+Al, V% e $m\%$), enquanto dez são do horizonte B (pH em KCl, matéria orgânica, P, H+Al, V%, $m\%$, densidade, macroporos, índice n e índice s). As variáveis de horizontes diferentes foram diferenciadas pelos símbolos “-A” (H+Al-A, V%-A e $m\%$ -A) para o horizonte A e “-B” (KCl-B, M.O.-B, P-B, H+Al-B, V%-B, $m\%$ -B, Densi-B, Macr-B, n-B e s-B) para o horizonte B, diferenciação presente nas figuras 11 e 12.

Poucas variáveis ambientais referentes às propriedades hídricas do solo foram selecionadas para o estudo da relação solo-vegetação através da CCA. Estas variáveis tiveram uma baixa correlação com a distribuição das espécies dos fragmentos, sendo selecionadas apenas quatro do horizonte B, que são o valor n (parâmetro de ajuste da equação de GENUCHTEN, 1980), o valor s (Índice proposto por DEXTER, 2004), macroporos e a densidade

Os resultados da análise das relações solo-vegetação por correspondência canônica são apresentados nas figuras 11 e 12. As 13 variáveis ambientais tiveram correlação acima de 0,4 com os dois primeiros eixos. A exceção deu-se com a variável “densidade do solo em profundidade” (Densi-B), que teve um valor muito próximo a 0,40 (0,39), e devido à sua importância para a discussão, foi mantida entre as 16 selecionadas. Estas variáveis chegaram a explicar um total de 36% da variância global dos dados, nos três primeiros eixos, sendo 21,25% no primeiro eixo, 8,7% no segundo e 6,9% no terceiro. Esta baixa porcentagem indica muito “ruído” ou variância remanescente não explicada. Considera-se que baixas porcentagens de variação são esperadas em ordenações de dados ecológicos, tendo em vista a complexidade dos fatores envolvidos na

determinação da composição florística e estrutural de formações vegetais (TER BRAAK, 1988).

Os resultados das correlações com os eixos obtidos foram testados pelo teste de Monte Carlo, demonstrando que são significativos. Assim, para o eixo 1 e 3, ficou abaixo de 0,01 e para o eixo 2, abaixo de 0,05, tendo como autovalores 0,51 para o eixo 1, 0,21 para o eixo 2 e 0,16 para o eixo 3. O primeiro autovalor pode ser considerado alto ($> 0,5$ *sensu* TER BRAAK, 1995), indicando a existência de um gradiente forte, ou seja, com muitas substituições de espécies entre os dois extremos. O segundo e terceiro autovalor, bem mais baixos, indicam gradiente curto, onde a maioria das espécies distribui-se entre os dois extremos, com algumas delas variando apenas quanto à densidade de espécies.

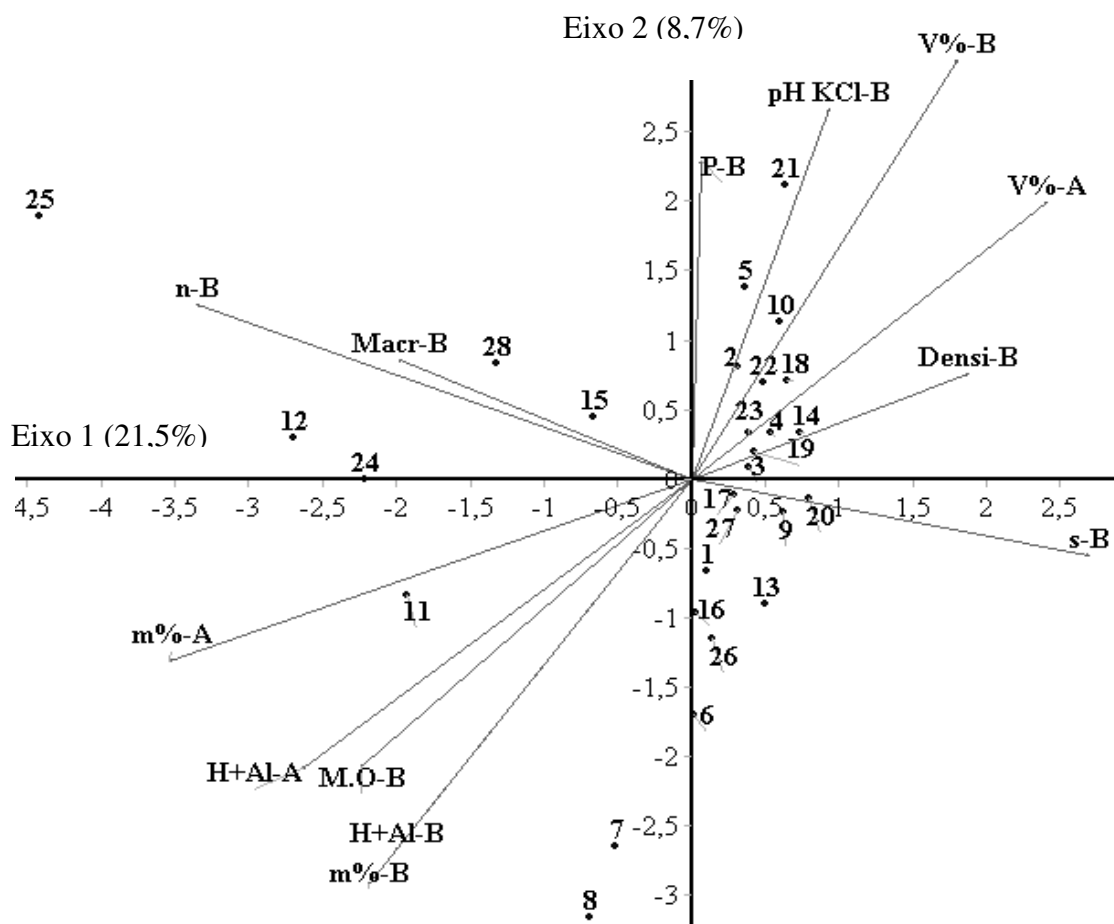


Figura 11. Análise de correspondência canônica dos fragmentos de vegetação nativa de Campinas, SP (identificados pelos números da tabela 1), com as 13 variáveis ambientais (apresentadas na tabela 15) diferenciadas por horizonte A (-A) e horizonte B (-B).

A distribuição dos fragmentos pela análise de correspondência canônica (CCA) distinguiu muito claramente os fragmentos de cerrado dos fragmentos de mata. Os fragmentos de mata mostraram tendência de agrupar no centro do gráfico, enquanto que

os cerrados se dispersaram para a esquerda (Figura 11). A distinção entre cerrados e matas está relacionada principalmente com o eixo 1 da CCA, com o qual os fragmentos de cerrado apresentaram maior correlação. O eixo 2 evidencia as diferenças dos fragmentos dentro de cada formação vegetal. Isto está relacionado com os autovalores dos eixos. O eixo 1, e seu maior alto valor (0.51), demonstra as diferenças de espécies entres os fragmentos, como ocorre entre a mata e os cerrados. Enquanto o eixo 2, com um autovalor menor (0,21), compara as densidades de espécies entre os fragmentos. O eixo 3 apresenta resultado de distribuição semelhante ao do eixo 2, porém com menos significância.

Alguns poucos fragmentos de mata (15PqEco, 06BqIt e 07BqAle), que se dispersaram mais do agrupamento possuem menor similaridade em relação aos demais remanescentes de mata, observado também no dendrograma da vegetação (Figuras 7 e 9). A análise das variáveis ambientais teve sensibilidade para distinguir estas diferenças, indicando que os fragmentos com composição de espécies diferenciadas sofrem influência das variáveis ambientais selecionadas. A análise também distinguiu o fragmento de transição Vila Holândia 1 que ficou numa posição intermediária, tanto no dendrograma quanto no gráfico da CCA. Os fragmentos do Parque Ecológico (15PqEco) e Bosque dos Alemães (07BqAle) foram os que se distanciaram mais dos fragmentos mata em relação ao eixo 1, o que estaria relacionado com diferença de presença de espécies. Sendo assim, o Parque Ecológico (15PqEco) seria o mais diferenciado dentro do grupo das matas, possuindo um solo bem diferenciado (NEOSSOLO FLÚVICO Tb Distrófico típico) dos demais fragmentos de Mata, que também reflete o ambiente diferenciado (e.g. lençol freático elevado) em que este fragmento se encontra.

Já o Bosque dos Alemães além da diferença de espécies apresenta também diferença maior na densidade das espécies, o que ocorre também com os fragmentos Bosque Chico Mendes (05BqCM) e Mata Boi Falou (21MBoF). A diferença de espécies do Parque Ecológico, está relacionada com o seu tipo de solo, um Neossolo FLÚVICO Tb Distrófico típico (Tabela 1) que se encontre com lençol freático raso e com problemas de fertilidade no horizonte B, com alta saturação por alumínio, é fortemente ácido e possui baixo valor de saturação por bases. No horizonte A, os problemas de fertilidade não são muitos, principalmente se comparados com os fragmentos de cerrado, o que o coloca, em termos de variáveis de solo numa posição intermediária, como evidenciado na figura 11.

Os fragmentos de mata com argissolos estão mais concentrados na região central do gráfico, demonstrando maior similaridade entre eles, enquanto que os fragmentos de mata com latossolo, nitossolos, e cambissolos, se encontram mais dispersos. Um resultado que confirma a relação dos solos com a vegetação, encontrada também no dendrograma da vegetação (Figura 7). Apesar da classificação do solo não participar da matriz ambiental, as variáveis selecionadas apresentaram uma distribuição que segue o padrão das classes de solos, semelhante ao observado por BERTANI et al. (2001) e COSTA & ARAÚJO, (2001).

A grande quantidade de variáveis do horizonte B selecionadas demonstra a importância do estudo do solo em profundidade, sendo estes dados do horizonte B importantes para a compreensão do solo e de sua relação com a vegetação. Muitos trabalhos se limitam ao estudo das camadas superficiais do solo (BROTEL et al., 2002; MARTINS et al., 2003; ROCHA et al., 2005), com boas correlações, só que um estudo do solo ao longo do perfil traz respostas para a relação solo-vegetação. A consideração do horizonte B nesse estudo se mostrou muito importante, levantando importantes relações de solo-vegetação, como a correlação com a dinâmica hídrica do solo, que vai além da fertilidade, para explicar a presença de uma determinada vegetação natural. O estudo do horizonte B neste trabalho identificou uma associação dos cerrados com solos de menor retenção de água e, muito provavelmente, mais bem drenados. Isto está relacionado também ao regime climático regional, especialmente de chuvas, que na região possui déficit hídrico moderado, entre dois a quatro meses de seca (CIIAGRO, 2006) e regime de umidade do solo údico, mas a depender da retenção de água específica do solo, pode ser de transição para regime ústico, ou seja, com mais de 3 meses cumulativos com água retida a potenciais inferiores a -1.500 kPa . Apesar dos bons resultados, a partição das variáveis do solo em horizonte A e B, leva a uma perda de informações importantes, pois o solo é um contínuo, e os processos que ocorrem em um horizonte do solo são dependentes dos que ocorrem nos horizontes adjacentes. Neste caso, informações como a classificação do solo (que considera todo o perfil do solo) ou a razão textural (teor argila do horizonte B/argila horizonte A) ajudam a preencher essa lacuna.

As variáveis que tiveram maiores correlações com o eixo 1, participando da distinção entre o cerrado e a mata foram a percentagem de alumínio do horizonte A ($m\%-A$) que teve a maior correlação com o eixo 1 (Tabela 15A), e o valor n do horizonte B ($n-B$), calculado pelo modelo usado na curva de retenção. Esta última

variável é adimensional e reflete a forma da curva de retenção de água, segundo o modelo de GENUCHTEN (1980), valores mais elevados de n levariam a uma drenagem mais rápida. Em terceiro esta o valor s-B que é o índice proposto por DEXTER (2004), representando também a curva de retenção de água. Em quarto e quinto lugares temos o H+Al e o V%, respectivamente (Tabela 15A). Estes resultados mostram uma relação dos fragmentos de cerrado com a fertilidade e com o comportamento da água em profundidade.

Tabela 15. Variáveis selecionadas para CCA e suas correlações com os eixos 1 e 2. A) resultados para todos os 28 fragmentos. B) resultados sem considerar o fragmento Viracopos (25Vira).

	A		B	
	Eixo01	Eixo02	Eixo01	Eixo02
H+A-A	-0,553	-0,433	-0,560	-0,325
V%-A	0,505	0,414	0,521	0,316
m%-A	-0,741	-0,273	-0,713	-0,204
PH KCl-B	0,197	0,553	0,196	0,583
M.O-B	-0,470	-0,429	-0,424	-0,358
P-B	0,014	0,474	-0,061	0,661
H+Al-B	-0,419	-0,555	-0,364	-0,540
V%-B	0,379	0,626	0,399	0,591
m%-B	-0,458	-0,607	-0,499	-0,518
Densi-B.	0,393	0,156	0,272	0,139
Macr-B	-0,415	0,178	-0,149	0,173
n-B.	-0,702	0,261	-0,288	0,218
s-B	0,565	-0,114	0,146	0,071

Variáveis do horizonte A: **H+Al-A** = acidez potencial; **V-A** = porcentagem de saturação por bases; **m%-A** = porcentagem de saturação por alumínio. Variáveis do horizonte B: **M.O-B** = matéria Orgânica; **P-B** = fósforo; **H+Al-B** = acidez potencial; **V%-B** = porcentagem de saturação por bases; **m%-B** = porcentagem de saturação por alumínio; **Densi-B** = densidade; **Macro-B**= macroporos; **n-B** = parâmetros de ajuste das equações de GENUCHTEN (1980); **s-B**= índice da curva de retenção de água (DEXTER, 2004).

A fertilidade é representada pelo valor do V% e m% em superfície, o vetor V% no gráfico aponta diretamente para as matas, mostrando que estas apresentam maiores valores, enquanto é antagônico aos cerrados. O comportamento é inverso para o vetor m%, representando a porcentagem de alumínio, que cresce na direção dos cerrados e diminui no sentido das matas (Figura 11). Sendo o m% o que apresenta o vetor com maior comprimento possuindo grande relação como o eixo 1. Estes resultados confirmam os observados na análise de química do solo, ligando os cerrados a solos pobres, com toxidez por alumínio, e associando as matas às melhores condições de

fertilidade. Isto concorda com os autores LOPES & COX (1977a) e HARIDASAN (2000), que afirmam que o cerrado é uma vegetação mais adaptada à toxidez, baixa quantidade de nutrientes e períodos de seca mais extensos, solos com regime ústicos de umidade. Enquanto que as florestas estacionais semidecíduas são mais seletivas quanto ao solo e assim, encontradas em condições edáficas melhores (físicas e químicas) que os cerrados (RUGGIERO, 2000).

Os resultados que mostram a distribuição do cerrado associada a solos com baixa fertilidade e altos teores de Al, estão de acordo com outros trabalhos, como os de GOODLAND (1979), SILVA JÚNIOR (1984), e HARIDASAN (2000). A relação com fertilidade e toxidez também aparecem em outros tipos de vegetação, em floresta primária de terra firme e em floresta semidecidual, como mostrado nos trabalhos de LIMA et al. (2003) e MARTINS et al. (2003), respectivamente.

Um resultado importante a ser destacado é a associação dos cerrados com o comportamento da água no horizonte B. Os cerrados, conforme foi visto nas suas curvas de retenção de água (Figura 6), apresentam um comportamento diferenciado dos de mata por possuírem curvas de retenção no horizonte B mais assemelhada às do horizonte A. Este comportamento é novamente destacado, agora pela CCA, que encontrou uma grande correlação do n no horizonte B (n -B) e com o valor s (s -B) com o eixo 1. Estes índices refletem diretamente o comportamento da curva de retenção influenciando a inclinação da curva de retenção de água, o que está relacionado à velocidade de drenagem, à medida que são aplicadas potenciais de sucção no solo. Esta alta correlação com o n do horizonte B, pode estar associada com um único fragmento que possui um valor muito elevado para esta variável. Apesar da normalização realizada para a análise, a retirada da análise, do fragmento de cerrado do Aeroporto Viracopos (25Vira) abaixa muito o autovalor da correlação desta variável com o eixo 1, e também abaixa a correlação com os macroporos e a densidade, ambas do horizonte B (Tabela 15 B).

O cerrado do Aeroporto de Viracopos é um cerrado típico da região, com uma fisionomia bem característica de cerrado, não podendo ser desconsiderada a sua contribuição para a amostragem deste trabalho. Ele ocorre sobre um latossolo com um horizonte A húmico, que traz características únicas para este fragmento, influenciando a sua dinâmica de água.

Segundo AHUJA et al. (1984) o movimento da água no solo é mais dependente da estrutura do que da textura deste, pois é afetado pelo sistema de poros existentes.

Sendo assim, pode-se entender que a correlação dos macroporos do horizonte B no eixo 1 (Tabela 15 A), está relacionada ao valor n, pois ambos se relacionam com a dinâmica de retenção de água no solo, evidenciando a relação do cerrado com estas variáveis.

A alta correlação dos cerrados com o n-B, com s-B e com os macroporos no horizonte B atribui ao cerrado um comportamento de drenabilidade de água em profundidade diferenciado dos fragmentos de mata, com exceção de alguns fragmentos de mata sobre latossolos. Estes fragmentos de cerrado possuem curvas de retenção que mantêm uma alta infiltração, também em profundidade, característica representada pelo valor n, e associada a maior quantidade de macroporos, o que dá a estes solos de cerrado uma maior capacidade de infiltração no horizonte B. Estes resultados são reforçados ainda pela correlação positiva e significativa da densidade do solo no horizonte B (Densi-B) com o eixo 1, indicando que esta variável é maior nos solos sob matas e menor nos fragmentos de cerrado. A densidade menor no horizonte B, dos solos de cerrado, concorda com a presença de maior quantidade de macroporos, dando ao cerrado uma estrutura mais adequada para a percolação da água, que continuará percolando pelo solo até encontrar algum impedimento, sendo armazenada em maiores profundidades. Estas características podem selecionar plantas mais adaptadas a buscar esta água em profundidade, além do horizonte B. Estas condições de densidade e macroporos favorecem a penetração das raízes.

A estrutura dos solos é afetada pela granulometria, tipo de argila, teor de matéria orgânica e cobertura vegetal do solo e pelo seu uso e manejo (CORSINI & FERRAUDO, 1999). Este estudo concorda com os resultados aqui encontrados para a matéria orgânica (M.O.-B), que correlacionou-se positivamente com os fragmentos de cerrado, indicando uma maior quantidade de matéria orgânica nos cerrados em profundidade, o que justificaria a sua melhor agregação, influenciando a densidade e a porosidade. Estes resultados concordam com os resultados da análise simples das médias da matéria orgânica do horizonte B, que apresentou indícios de uma maiores valores de matéria orgânica no horizonte B dos cerrados do que nas matas, sendo esta indicação reforçada pelos resultados da CCA.

As variáveis n-B, s-B, Macr-B, M.O.-B e Densi-B, todas juntas, demonstram uma dinâmica de água dos cerrados diferente dos fragmentos de mata, sugerindo uma maior capacidade de infiltração em profundidade, associada a uma maior quantidade de M.O, que melhora a estrutura, tendo maior quantidade de macroporos e menor densidade, e conseqüentemente afetando a curva de retenção de água representada pelo valor n-B e s-

B. Estas características de estrutura de solo cooperam também para a penetração das raízes em profundidade. Segundo HARIDASAN (2000), os cerrados possuem grande parte de sua biomassa sob a superfície do solo, o que demonstra o grande investimento das plantas no sistema radicular, que vão em profundidade buscar a água. Já foram encontradas raízes de plantas de cerrado a 18 m de profundidade (RAWITCHER, 1948).

Os resultados da CCA com relação a valor n , macroporos, densidade e matéria orgânica sugerem uma dinâmica diferenciada da água do solo dos cerrados em relação às matas, e concordam com a ocorrência das matas preferencialmente nos argissolos, e dos cerrados nos latossolo, comentados anteriormente. No caso comentado, a diferença de gradiente textural e estrutura entre estes dois tipos de solos seria determinante para a diferenciação fisionômica da vegetação (cerrado vs. mata) juntamente com a fertilidade representada principalmente pela saturação por alumínio e por bases do horizonte A ($m\%-A$ e $V\%-A$). Os resultados encontrados neste trabalho sugerem que as variáveis relacionadas à fertilidade e à dinâmica da água do solo, em conjunto com sua classificação, podem ser usadas na seleção de áreas adequadas à revegetação com espécies de cerrado.

No eixo 2 (Figura 11), as duas variáveis com maior correlação são o $V\%-B$ e o $m\%-B$, ambas do horizonte B o que demonstra a clara influência da fertilidade do solo na distribuição das densidades de espécies entre os fragmentos, uma vez que as variáveis associadas ao eixo 2 não distinguem os tipos de biomas, mas justificam o posicionamento diferenciado dos fragmentos dentro do mesmo bioma. Com isso pode-se dizer que a fertilidade/toxidez do horizonte B influencia na composição das espécies dentro das matas e dos cerrados. Isto pode estar relacionado com a diversidade de espécies de um fragmento, mas não direciona o tipo de formação vegetal a ser favorecida neste tipo de solo. O eixo 2 teve correlação positiva também com o pH em KCl no horizonte B, diferenciando os fragmentos pelo fator acidez, o que reforça a distinção entre os fragmentos quanto a fertilidade do solo. As demais formas de medidas de pH apresentadas nas tabelas 4 e 5 também tiveram uma alta correlação, porém tiveram uma similaridade muito grande com a variável $V\%$, sendo retiradas da matriz de correlação.

A CCA utilizou como base uma matriz com os dados das densidades das espécies presentes nos fragmentos. Para esta matriz foram selecionadas as espécies com densidade superior a 8 indivíduos por hectare, sendo selecionadas 47 espécies. Essas

espécies tiveram a sua distribuição correlacionada com a matriz de dados ambientais, e os seus resultados são apresentados na figura 12 e na tabela 16.

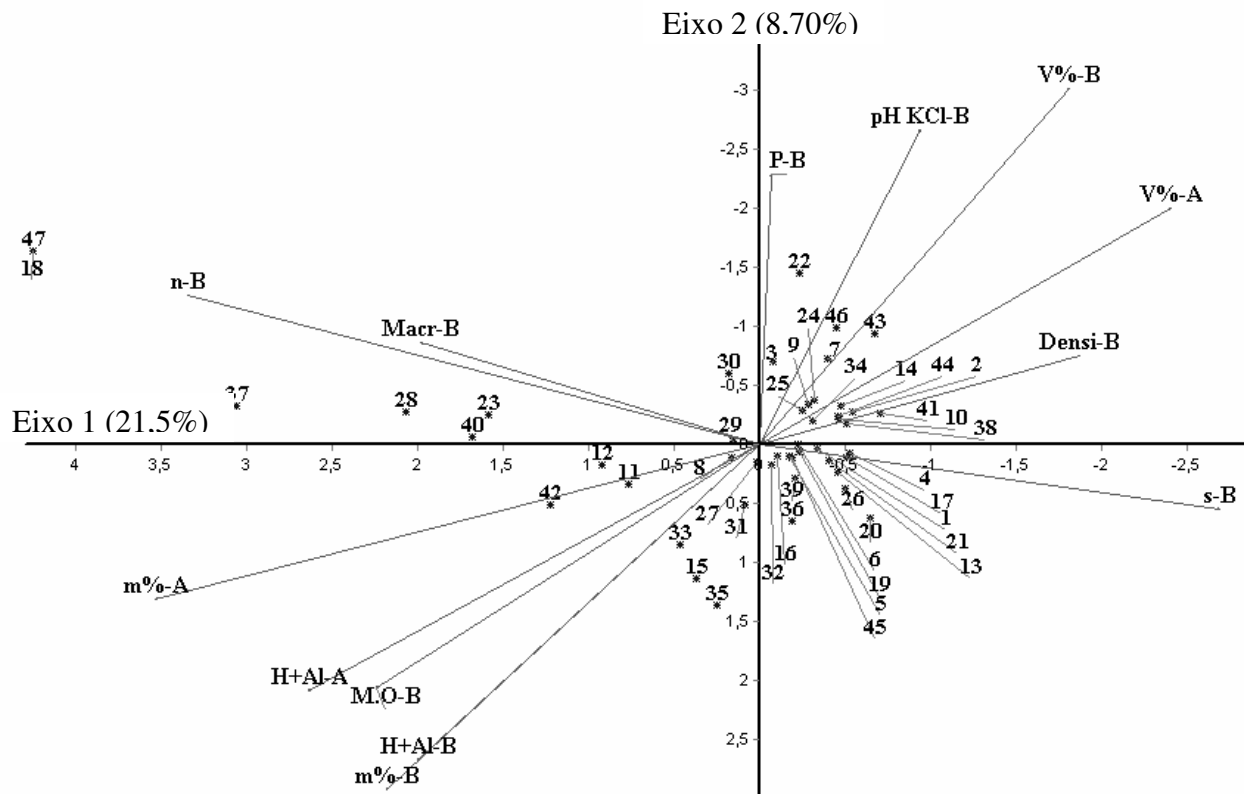


Figura 12 Análise de correspondência canônica das espécies de maior densidade (identificadas pelos números da tabela 16) com as variáveis ambientais dos fragmentos de vegetação nativa de Campinas, SP, relacionando as 13 variáveis ambientais (apresentadas na tabela 15) diferenciadas por horizonte A (-A) e horizonte B (-B).

As espécies distribuídas na região central da figura possuem baixas correlações tanto com eixo 1 quanto com o eixo 2. Já as espécies *Xylopia aromatica* (47) e *Erythroxylum daphnites* (18) são as que têm maior correlação com o eixo 1, seguidas por *Persea willdenovii* (37), *Luehea grandiflora* (28r), *Platypodium elegans* (40) e *Gochnatia polymorpha* (23), correlacionadas com altos valores de m%, H+Al, matéria orgânica do horizonte A, macroporos do horizonte B, e a baixos teores de V%, e densidade do solo.

Tabela 16 Lista das espécies selecionadas dos 28 fragmentos do município de Campinas, SP, que participaram da CCA, suas numerações e correlações com os eixos 1 e 2.

Espécie	Eixo 1	Eixo2
1 <i>Astronium graveolens</i> Jacq.	-0,340	0,032
2 <i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	-0,543	-0,277
3 <i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	-0,076	-0,699
4 <i>Aloysia virgata</i> Juss.	-0,528	0,076
5 <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	-0,171	0,101
6 <i>Cabranea canjerana</i> (Vell.) Mart.	-0,224	-0,004
7 <i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	-0,399	-0,728
8 <i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0,165	0,113
9 <i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	-0,286	-0,340
10 <i>Chrysophyllum gonocarpum</i> Engl.	-0,467	-0,213
11 <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	0,770	0,335
12 <i>Cordia sellowiana</i> Cham.	0,927	0,169
13 <i>Croton floribundus</i> Spreng.	-0,453	0,232
14 <i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	-0,471	-0,331
15 <i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	0,368	1,134
16 <i>Cupania vernalis</i> Cambess.	-0,107	0,095
17 <i>Dendropanax cuneatum</i> (DC.) Decne. & Planch.	-0,507	0,110
18 <i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	4,250	-1,639
19 <i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	-0,236	0,067
20 <i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	-0,651	0,619
21 <i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	-0,403	0,134
22 <i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	-0,231	-1,448
23 <i>Gochmatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	1,587	-0,250
24 <i>Guarea macrophylla</i> Vahl	-0,319	-0,379
25 <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	-0,247	-0,290
26 <i>Holocalyx balansae</i> Micheli	-0,502	0,380
27 <i>Luehea divaricata</i> Mart.	0,014	0,146
28 <i>Luehea grandiflora</i> Mart.	2,066	-0,273
29 <i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	0,157	-0,027
30 <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	0,180	-0,599
31 <i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	0,090	0,511
32 <i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	-0,073	0,179
33 <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	0,468	0,847
34 <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	-0,309	-0,198
35 <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	0,254	1,359
36 <i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	-0,191	0,654
37 <i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	3,057	-0,324
38 <i>Piper amalago</i> L.	-0,510	-0,180
39 <i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	-0,207	0,285
40 <i>Platypodium elegans</i> Vogel	1,680	-0,059
41 <i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm.& Downs	-0,709	-0,259
42 <i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	1,224	0,507
43 <i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	-0,671	-0,938
44 <i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	-0,455	-0,239
45 <i>Trichilia pallida</i> Sw.	-0,187	0,117
46 <i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	-0,449	-0,991
47 <i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	4,250	-1,639

As quatro primeiras espécies com as maiores correlações são exclusivas de cerrado, estando a *Luehea grandiflora* (28) presente nos cinco fragmentos (Tabela 8). A

Xylopia aromática (47) e *Erythroxylum daphnites* (18), ocorreram somente em um fragmento de cerrado, estando com alta abundância de indivíduos neste único fragmento (25Vira). Este fragmento é o mais distante da bacia do Anhumas, podendo este isolamento justificar esta diferença, com indivíduos de alta abundância não presentes nos demais fragmentos de cerrado. Nenhuma espécie teve alta correlação negativa com o eixo 1, sendo o máximo de correlação encontrado foi com a *Esenbeckia leiocarpa* (20) com -0,651 de correlação (Tabela 16). Esta espécie teria o comportamento oposto ao das espécies citadas acima, é exigente quanto à fertilidade e à baixa toxidez por Al dos solos.

Já no eixo 2, possivelmente influenciadas pelos altos valores de V% e de m% em profundidade, houve maior correlação positiva com *Gallesia integrifolia* (22), seguida por *Xylopia aromática* (47) e *Erythroxylum daphnites* (18), que também tiveram alta correlação com o eixo 1. Outras duas espécies *Cryptocarya aschersoniana* e *Ocotea corymbosa* (15 e 35) tiveram uma alta correlação negativa com este eixo, como pode ser visto na tabela 16.

4.6 Relação da influência antrópica com a distribuição dos fragmentos

Os resultados da análise da influência antrópica foram tabulados em uma matriz ambiental, juntamente com alguns dados de vegetação, constituindo 17 variáveis. Foi realizada uma CCA preliminar para eliminar as variáveis redundantes. Após a retirada destas variáveis redundantes foi feita uma nova CCA com os dados das espécies. Os resultados apresentados na tabela 16 mostram que foram selecionadas apenas 3 variáveis com correlações acima de 0,4 (distância média, área basal e dominância).

O resultado da análise final com as três variáveis foi significativo, segundo, o teste de Monte Carlo ($p < 0,05$) para ambos os eixos. Os autovalores do primeiro e segundo eixos foram muito baixos (0,18 e 0,10). Os dois primeiros eixos explicaram apenas 13% da variância total. Sendo um valor muito baixo, o que evidencia a grande quantidade de ruídos e a baixa quantidade de variáveis que participam desta análise.

Apesar da significância da CCA, as variáveis ambientais selecionadas são apenas descritivas dos ambientes e não identificam as causas da alteração, somente podem ordenar e agrupar fragmentos com maior possibilidade de influência antrópica, porém a influência sobre eles pode ser de qualquer origem (Figura 13).

Tabela 17. Variáveis antrópicas dos fragmentos de vegetação nativa do município de Campinas, SP, selecionadas para CCA, e suas correlações com os eixos 1 e 2.

Variáveis	Eixo01	Eixo02
Entorno.urbano	0,248152	-0,039659
Entorno Capoeira%	-0,047166	0,195737
Indivíduos Mortos	0,300583	0,077311
Densidade média	-0,252596	-0,153073
Perímetro médio	-0,291171	-0,005146
Altura média	-0,001392	0,260153
No. De Espécies	-0,075746	0,281976
Distancia média	0,534718	0,064582
Área basal	0,440473	-0,156468
Dominância	0,432988	-0,047112
Aumento do Fragmento	-0,156744	-0,0772
Redução do Fragmento	0,250406	0,298178
NDVI	-0,036441	0,163755
Perímetro/área	0,233213	0,225952
Área atual	-0,189169	-0,186575

NDVI= Índice de cobertura vegetal

A baixa correlação e a falta de significado ecológico tornam estes resultados inconclusivos. Não houve uma variável de influência antrópica com relação significativa que permita inferir se há ou não esta influência sobre os fragmentos. A CCA apenas dividiu fragmentos que possuem uma distancia média corrigida maior, ou seja com menores densidade dos indivíduos com maiores área basal e quantidade de indivíduos por hectare correlacionadas com o eixo 1 que tem uma explicação muito baixa da variância global, não sendo conclusivo. Estas três variáveis são influenciadas pelas variáveis ambientais ou antrópicas, podendo variar de acordo com a alteração de alguma destas variáveis, porém elas não indicam as causas da variação, mas somente a condição relativa dos fragmentos.

Apesar da CCA não ser conclusiva, a observação dos resultados da análise antrópica associado aos demais resultados, permitiu identificar alguns fragmentos com prováveis processos de antropização. Foi possível identificar este processo em quatro dos 24 fragmentos da bacia do Anhumas.

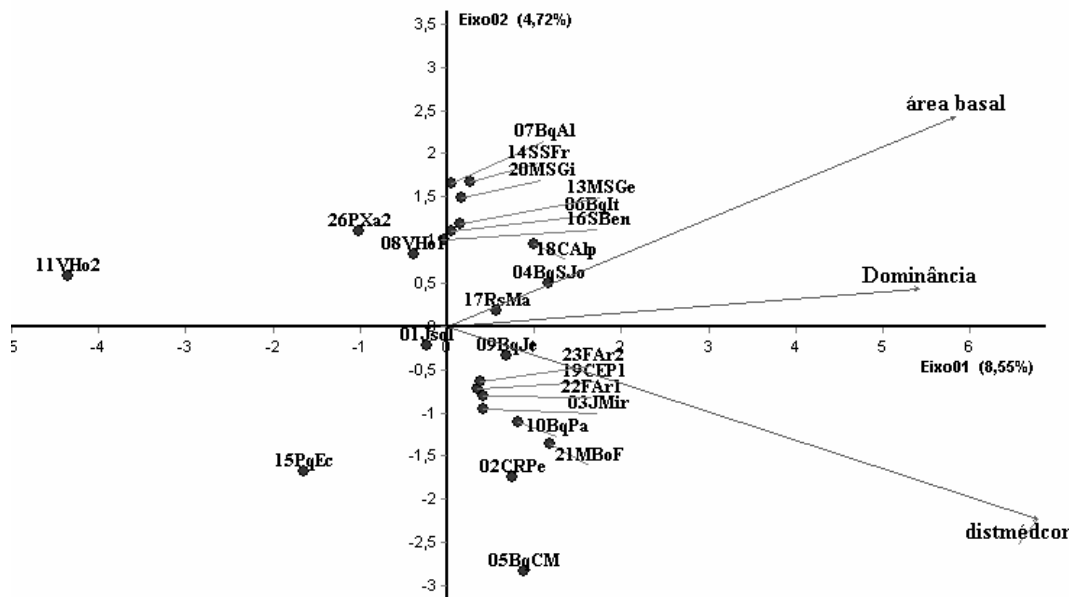


Figura 13. Resultados da relação das variáveis antrópicas com a vegetação dos 28 fragmentos de vegetação nativa em Campinas, SP com ênfase nos fragmentos.. Abreviações dos fragmentos apresentadas na tabela 1.

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem concluir que:

- a) A classificação dos solos discriminou as fitofisionomias estudadas: argissolos mostraram-se mais associados à fisionomia de mata e os latossolos à de cerrado. Atributos taxonômicos e relacionados à fertilidade do solo, como saturação por alumínio e saturação por bases, e relacionados à dinâmica de água no solo, como gradiente textural e estrutura, foram os que mais explicaram a diferenciação fitofisionômica. A classificação dos solos sugere que baixa fertilidade, baixa retenção de água e drenagem acentuada do solo favorecem o estabelecimento de cerrado.
- b) A análise de correspondência canônica destacou variáveis de solo indicativas dos cátions trocáveis (saturação por alumínio dos horizontes A e B, saturação por bases do horizonte A), da água do solo (parâmetros n e s da curva de retenção de água do horizonte B, macroporos do horizonte B) e da matéria orgânica do solo (acidez potencial dos horizontes A e B, matéria orgânica do horizonte B) como as de maior associação com a fisionomia de cerrado nos fragmentos.
- c) A barreira química ao maior desenvolvimento do sistema radicular promovida pela toxicidade por alumínio em subsuperfície, associada à menor retenção de água nos solos sob cerrado favoreceram o estabelecimento das espécies *Luehea grandiflora*, *Xylopia aromática*, *Erythroxylum daphnites* e *Persea willdenovii*, adaptadas a essas condições e mais comuns nos cerrados estudados.
- d) Alterações nos fragmentos por fatores antrópicos são provavelmente importantes, devido à localização de muitos remanescentes dentro do perímetro urbano e à grande fragmentação, mas devido à falta de especificidade dos métodos empregados para detecção dessas influências, os fragmentos não puderam ser claramente diferenciados com base no seu grau de antropização. Exceção faz-se à queima, desmatamento e raleamentos, identificados em grande parte apenas por observações em campo ou pelo histórico de algumas áreas obtido por fotografias aéreas.

6 REFERÊNCIAS

- AB´SABER. The paleoclimate and paleoecology of brazilian amazon. In : PRANCE G.T. (Ed). *Biological diversification in the tropics*. New York: Columbia University Press, p. 41-60, 1982.
- AB´SABER, Os domínios da natureza no Brasil: Potencialidades paisagísticas, São Paulo ateliê Editorial, 2003, 159 p.
- ABREU, S.L.; REICHERT, J.M.; REINERT, D.J. Escarificação mecânica e biológica para a redução da compactação em argissolo franco-arenoso sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.519-531, 2004.
- ADAMI S. F.; NOQUEIRA F. P.; MORAES J.F.L.; COSTA D. C.; PEREZ FILHO A.; CARVALHO D. R. E.; PRADO M. S. V. Cartografia, sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas. Relatório final. Projeto de Pesquisa em Políticas Públicas. Processo Fapesp no. 01/02952-1. 2006. http://www.iac.sp.gov.br/ProjetoAnhumas/pdf/2_1_cartografia.pdf, (22 junho 2007).
- AHUJA, L.R.; NANEY, J.W.; GREEN, R.E.; NIELSEN, D.R. Macroporosity to characterize spatial variability of hydraulic conductivity and effects of land management. **Soil Science Society of America Journal**, v.48, p.699-702, 1984.
- ALVARENGA, R.C.; COSTA, L.M.; MOURA FILHO, W.; REGAZZI, A.J. Crescimento de raízes de leguminosas em camadas de solo compactadas artificialmente. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, p.319-326, 1996
- ALVIN, P. de T.; ARAÚJO, W.A. O solo como fator ecológico no desenvolvimento da vegetação no Centro-Oeste do Brasil. **Boletim Geográfico**, v.11, n.117, p. 569-578, 1953.
- ANDRADE, L. A.; FELFILI, J. M.; VIOLATTI, L. Fitossociologia de uma área de Cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. **Acta Botânica Brasílica**, v.16, n.2, p.225-240, 2002.
- ANDERSON, J.R.; HARDY, E.E.; ROACH, J.T.; WITMER, R.E. A land use and land cover classification system for use with remote sensing data. **Geological Survey Professional Paper** 964, 1976. <http://landcover.usgs.gov/pdf/anderson.pdf>, (20 de junho 2007).
- ANDREOLA, F.; COSTA, L.M.; OLSZEWSKI, N. Influência da cobertura vegetal de inverno e da adubação orgânica e, ou, mineral sobre as propriedades físicas de uma Terra Roxa Estruturada. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.24, p.857-865, 2000.
- ARENS, K. As plantas lenhosas dos campos cerrados como flora adaptada às deficiências minerais do solo. In: Simpósio Sobre o Cerrado. M.G. Ferri (Coord.), Ed. Edgard Blücher, Ltda: São Paulo, p. 249-265, 1963.
- ASSOULINE, S.; TESSIER, D.; BRUAND, A. A conceptual model of the soil water retention curve. **Water Resources Research**, v.34, p.223-231, 1998.

BAITELLO, J.B.; AGUIAR, O.T.; ROCHA, F.T.; PASTORE J.A.; & ESTEVES, R. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho da serra da Cantareira (Núcleo Pinheirinho) – SP. In: Anais II Congresso Nacional sobre Essências Nativas, p.291-297, 1992.

BATISTA, E.A.; COUTO, H.T.Z. Influência de fatores químicos e físicos do solo sobre o desenvolvimento da vegetação do cerrado na Reserva Biológica de Mogi-Guaçu, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.2, n.1, p.69-86, 1990.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Alterações da matéria orgânica associadas a frações minerais induzidas pelo manejo do solo no sul do Brasil. In: Encontro brasileiro sobre substâncias Húmicas, 3. Anais. Santa Maria: IHSS, p.125-134, 1999.

BERNACCI, L.C. & LEITÃO FILHO, H.F. Flora fanerogâmica da floresta da Fazenda São Vicente, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.19 p.149-164, 1996.

BERNARDO, R.G. Histórico da ocupação do solo no município de Campinas. 2002. 299p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo – Universidade de São Paulo. São Paulo.

BERTANI, D.F.; RODRIGUES, R.R.; BATISTA, J.L.F. & SHEPHERD, G.J. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, n.1, p.11-23, 2001.

BERTONI, J. E. A. & MARTINS, F. R.. Composição florística de uma floresta ripária na Reserva Estadual de Porto Ferreira, SP. **Acta Botânica Brasilica**, v.1, n.1, p.17-26, 1987.

BIRKELAND, P.W. Soil and geomorphology. New York: Oxford University Press, 372p, 1984.

BRASIL. Lei Federal nº4771/65, 15 de setembro de 1965, alterada pela Medida Provisória nº2.166-67, 24 de agosto de 2001. Brasília,DF: Congresso Nacional, 2001.

BRESSAN, D. **Gestão Racional da Natureza**. São Paulo: HUCITEC, 1996, 111p.

BRIGUENTI, E.C. Geoindicadores na Avaliação da Qualidade Ambiental da Bacia do Ribeirão das Anhumas. 2005. 179p. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

BROOKS, R.H.; COREY, A.T. Properties of porous media affecting fluid flow. **Journal of Irrigation and Drainage Division**, v.92, p.61-88, 1966.

BOTREL, R.T.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A. & CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbórea-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí-MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v.25, n.2, p.195-213, 2002.

CAMARGO, O.A. de; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas. Campinas: Instituto Agrônomo, (Boletim Técnico, 106) 94p, 1986.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F. Compactação do solo e o desenvolvimento das plantas. Piracicaba, SP: ESALQ, 1997, 132p.

CASTRO, E.A.; KAUFFMAN, J.B. Ecosystem structure in brazilian cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption fire. **Journal of Tropical Ecology**, v.14, p.263-283, 1998.

CAVASSAN, O.; CESAR, O. & MARTINS, F.R. Fitossociologia da vegetação arbórea da reserva estadual de Bauru, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v.7, p.91-106, 1984.

CAUSTON, D.R. An introduction to vegetation analysis, principles, practice and interpretation. London: Unwin, Hyman, 1988. 342p.

CHENERY, E. M. Aluminium in the plant world. Part I. General survey in the dicotyledons. **Kew Bulletin**, v.3, p.173-183, 1948A.

CHENERY, E. M. Aluminium in plants and its relation to plant pigments. **Annals of Botany**, v.12. p.121-136, 1948B.

CHRISTOFOLETTI, A. O fenômeno morfogenético no município de Campinas (SP. Brasil). **Notícia Geomorfológica**, v.8, n.16, p.3-97, 1968.

CHRISTOFOLETTI, A. & FEDERICI, H.. A terra campineira (Análise do quadro natural). Campinas: Mousinho, 1972. 100p.

CIELO FILHO, R. & SANTIN, D.A.. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano - Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica** v.25, n.3, p.291-301, 2002.

CIIAGRO, Centro de Informações Agrometeorológicas. Balanço Hídrico de Campinas, SP, para os anos de 2002 a 2006. <http://ciagro.sp.gov.br>. (23 janeiro 2006).

COELHO R. M. C.; GOMES D. C. H.; ROSSI M.; MENK J. R. F.; ADAMI S. F.; SOUZA L. A.; GUADALUPE G. W.; Os solos da bacia do ribeirão das Anhumas. Relatório final. Projeto de Pesquisa em Políticas Públicas. Processo Fapesp no. 01/02952-1. 2006. http://www.iac.sp.gov.br/ProjetoAnhumas/pdf/2_2_solos_bacia_riibeirao_anhumas.pdf, (20 outubro 2006).

COLE, M. M. The savannas: biogeography and geobotany. London: Academic Press Inc. Great Britain. 1986. 438 p.

COLEMAN, N. T.; THOMAS, G. W. Soil Acidity and Liming: The Basic chemistry of Soil Acidity. Number 12 in the series. Agronomy. American Society of Agronomy, Publisher Madison, Wisconsin, USA. p. 1-41, 1967.

CORSINI, P.C.; FERRAUDO, A.S. Efeitos de sistemas de cultivo na densidade e macroporosidade do solo e no desenvolvimento radicular do milho em Latossolo Roxo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.34, p.289-298, 1999.

- COSTA, A.A. & ARAÚJO, G.M. Comparação da vegetação arbórea de cerrado e de cerrado na Reserva do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, v.15, n.1, p.63-72, 2001.
- COSTA, L.G.S. & MANTOVANI, W. Flora arbustivo-arbórea de trecho de mata mesófila semidecídua, no sítio ecológico de Ibicatu, Piracicaba (SP). **Hoehnea**, v.22 p.47-59, 1995.
- COTTAM, G & CURTIS, J.T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, v. 37, p.451-460, 1956.
- CUEVAS, E. & MEDINA, E. Nutrient dynamics within amazonian forest ecosystems. In: nutrient flux in fine litter fall and efficiency, of nutrient utilization. **Decologia**, v.68, p.446-472, 1986.
- DALANESI, P.E.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, v.18, n.4, p.737-757, 2004.
- DE MARIA, I.C.; CASTRO, O.M.; DIAS, H. S. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em Latossolo Roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.703-709, 1999.
- DEAN, W. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras. 1995. 484 p.
- DELITTI, W. C. Aspectos comparativos de ciclagem de nutrientes na mata ciliar, no campo cerrado e na floresta implantada de *Pinus elliotti* Engelm. var. *elliottii*. 1984. 305p. Tese (Doutorado) Universidade de São Paulo, Mogi-Guaçu, SP .
- DEXTER, A.R. Soil physical quality: Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. Part 1. **Geoderma**, v.120, p.201-214, 2004
- DIDHAN, R.K. & LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determinates the magnitude of changes of microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, v.31, p.17-30.
- DISLICH, R.; CERSÓSIMO, L. & MANTOVANI, W. Análise da estrutura de fragmentos florestais no planalto paulistano - SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, p. 321-332, 2001.
- DOURADO NETO, DURVAL ; NIELSEN, D. R. ; HOPMANS, J. W. ; REICHARDT, K. ; BACCHI, O. O. S. . Software to model soil water retention curves (SWRC, version 2.00). **Scientia Agricola**, Piracicaba, SP, v. 57, n. 1, p. 191-192, 2000.
- DURIGAN, G.; RODRIGUES, R.R. & SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In Matas ciliares: conservação e recuperação (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, eds.). Edusp, São Paulo, p.159-167, 2000.
- EINTEN, G. Vegetação natural do Distrito Federal. Brasília: SEBRAE/DF, 2001. 162p.

- EITEN, G. The Cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**. v.38, p.205-341, 1972.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1979. 247p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de Métodos de Análise de Solos. 2ª edição revisada e atualizada. 1997. 212 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2ª Ed. 2006. 316p.
- ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MACHADO, E. L. M.; SOUZA, J. S.; FONTES, M. A. L.; MARQUES, J. J. G. S. M. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecidual montana no campus da Universidade Federal de Lavras (UFLA), MG. **Acta Botanica Brasílica**, v.16, n.3, p.331-356, 2002.
- EWEL, J.J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, v.64, p.293-308, 1976.
- FELFILI, J.M.; FILGUEIRAS, T.S.; HARIDASSAN, M.; SILVA JÚNIOR, M.C.; MENDONÇA, R & REZENDE. Projeto biogeografia do bioma Cerrado: vegetação & solos. **Cadernos de Geociências do IBGE**, v.12, p.1-166. 1994.
- FERREIRA, M.M.; FERNANDES, B. & CURI, N. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de Latossolos da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.515-524, 1999.
- FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B. Small patches can be valuable for biodiversity conservations: two case studies on birds in southeastern Australia. **Biological Conservation**, v.106, p.129-136, 2002.
- FRANCISCO, Carlos Eduardo da Silva. Áreas de Preservação Permanente na bacia do ribeirão das Anhumas: estabelecimento de prioridades para recuperação por meio de análise multicriterial, 2006. 108 p. Dissertação (Mestrado) Instituto Agrônomo, Campinas, SP.
- FURLEY, P.A. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography**, v.8, p.223-241, 1999.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F. & BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, p.753-767, 1995.
- GENUCHTEN, M.T. van. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.44, p.892-898, 1980.

GENSKE, D. D.. Expanding cities, shrinking cities, sustainable cities. In: Geosciences For Urban Development, International Workshop. 14 a 16 de Setembro de 2004. São Paulo: CREA-SP/ SB Geologia.2004

GIBBS, P.E. & LEITÃO FILHO, H.F. floristic composition of an area of gallery forest, near Mogi Guaçu, State of São Paulo, SE Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.3, p.17-22, 1978.

GOLLEY, F. B.; MCGINNIS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, G. I.; DUEVER, M. J. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. Tradução de Eurípedes Malavolta. São Paulo; EPV: Universidade de São Paulo, 1978. 256p.

GOODLAND, R.; FERRI, M.G. (Coord.). Ecologia do cerrado. Belo Horizonte: Ed. Itatiaia; São Paulo: Ed. da USP, **Reconquista do Brasil**, v.52. 193p. 1979.

GOODLAND, R. Oligotrofismo e alumínio no cerrado. In: M.G. Ferri (Coord.), Simpósio Sobre o Cerrado, 3º. Ed. Edgard Blücher, Ltda: São Paulo, p. 44-60, 1971.

HARIDASAN, M. Aluminum accumulation by some cerrado vegetation native species of Central Brasil. **Plant and Soil**, v.65, p.265-273, 1982.

HARIDASAN, M. Impactos de Processos Ecológicos: Estresse Nutricional. In: Alternativas de Desenvolvimento dos Cerrados: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais. Braúlio Ferreira de Souza Dias (coordenador). Brasília, Fundação Pró-Natureza, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.- IBAMA, p.27-30, 1992.

HARIDASAN, M. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v.12, n.1, p.54-64, 2000.

HATANO, R.; IWANAGA, K.; OKAJIMA, H.; SAKUMA, T. Relationship between the distribution of soil macropores and root elongation. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v.34, n.4, p.535-546, 1988.

HILLEL, D. Environmental soil physics. New York: Academic Press, 1998. 771p.

HUE, N. V; GRADDOCK, G. R.; ADAMS, F. Effect of Organic Acids on Aluminum Toxicity in Subsoils. **Soil Science Society of America Journal**. Wisconsin, USA, v.50, p.28-34, 1986.

HUE, N.V.; LICDINE. D.L. Amelioration of subsoil acidity through surface application of organic manures. **Journal of Environmental quality**, v.28, p. 623-632, 1999.

HUTCHINSON, D. E. The biochemistry of aluminium and certain related elements. **Quarterly Reviews of Biology**, v.18, p.1-29, 123- 153, 242-262, 331-363, 1943.

IPEA/UNICAMP-IE-NESUR/IBGE. Caracterização e tendências da rede urbana do Brasil. Campinas, Unicamp. v.2 (Coleções Pesquisas, 3) 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Geografia do Brasil. Região Centro-Oeste. Rio de Janeiro: IBGE, v.1, 267p. 1989.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA (IBGE). Mapa de vegetação do Brasil. (1:5.000.000) Brasília, DF: IBGE. 1993.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA (IBGE). Mapa de biomas do Brasil. (1:5.000.000) Brasília, DF: IBGE. 2004.

INSTITUTO GEOLÓGICO. Subsídios do meio físico-geológico ao planejamento do município de Campinas (SP). São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.. e mapas de escala 1:50.000, 1993. 217p.

JENNY, H. Factors of soil formation: New York: McGraw-Hill, 281 p. 1941.

JENNY, H. Comparison on soil nitrogen and carbon in tropical and temperate regions: **Missouri Agricultural Experimental Station Research Bulletin**, v.765, p.5-31, 1961.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. & OLIVEIRA, R.E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L. F. D.; Engel, V. L. & Gandara, F. B. (orgs.). Restauração ecológica em ecossistemas naturais. FEPAF, Botucatu, SP. 340p. 2003.

KASTANEK, F.J.; NIELSEN, D.R. Description of soil water characteristics using cubic spline interpolation. **Soil Science Society of America Journal**, v.65, p.279-283, 2001.

KENT, M. & COKER, P. Vegetation description and analysis, a practical approach. Belhaven, London, 1992. 363p

KER, J.C. & RESENDE, M. Recursos edáficos dos Cerrados: ocorrência e potencial. In: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO: biodiversidade e produção sustentável de alimentos e fibras no cerrado.. Anais. Planaltina, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-CPAC, p.15-19, 1996.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP: bases para conservação. 2003. 221p. Tese (Doutorado). FFCLRP/USP, Ribeirão Preto.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; PAVÃO, M.; GUILLAUMON, J.R.; CAVALLI, A.C.; GIANNOTTI, E.; YWANE, M.S.S.-I.; LIMA, L.M.P.R.; MONTES, J.; DEL CALI, I.H. & HAACK, P.G. Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente. 1998. 84p.

KRONKA, FRANCISCO J.N.; NALON, MARCO A.;MATSUKUMA,C.K. Inventário da vegetação natural do Estado de São Paulo. (Atlas) São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2005. 200 p.

LARCHER, W. Ecofisiologia vegetal. Rio de Janeiro: Rima, 2000. 531p.

LAURANCE, W.F. Projeto de dinâmica biológica de fragmentos florestais. In B.P. Richard & R. Rodrigues, Biologia da Conservação. Londrina: Editora Midiograf, p. 96-97. 2001.

LAURANCE, W.F.;PÉREZ-SALICRUP,D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSIDE, P.M.; D'ANGELO, S.; JEROLINSKI, A.; POHL, L. & LOVEJOY, T.E. Rain Forest

fragmentation and structure of amazonian liana communities. **Ecology**, v.82, p.105-116, 2001.

LEDRU, M. Late quaternary environmental and climatic changes in central Brazil. **Quaternary Research**, v.39, p.90-98, 1993.

LEMOES, R.C. & SANTOS, R.D. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 2.ed. Campinas, SBCS/SNLCS, 45p. 1996.

LIMA, J.A.S.; MENEGUELLI, N.A.; GAZEL FILHO, A.B.; PÉREZ, D.V. Agrupamento de espécies arbóreas de uma floresta tropical. **Pesquisa agropecuária brasileira Brasília**, v. 38, n. 1, p. 109-116, 2003.

LIMA, J.D. A análise econômico-financeira de empresas sob a ótica da estatística multivariada. 2002. 178p.. Dissertação (Mestrado) -Setores de Tecnologia e de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

LIPS, J.M. & DUIVENVOORDEN, J.F. Regional patterns of well drained upland soil differentiation in the middle Caquetá basin of Colombian Amazonia. **Geoderma**, v.72, p.219-257, 1996.

LOPES, A.S. e F.R. Cox. Cerrado Vegetation in Brazil: An Edaphic Gradient. **Agronomy Journal**, v.69, p.828-831, 1977a.

LOPES, A. J.; COX, F. R. A survey of the fertility status of surface soils under cerrado vegetation of Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v.41. p.752-757, 1977b.

LORD, J.M. & NORTON, D.A. Scale and spatial concept of fragmentation. **Conservation Biology**, v.4, p.197-202, 1990.

MA, J.F.; RYAN, P.R.; DELHAIZE, E. Aluminum tolerance in plants and the complexing role of organic acids. **Trends in plant science**, v.6, p.273-279, 2001.

MAC KINNON, J.; MAC KINNON, K.; CHILD, G.; THORSELL, J. Managing Protected Areas in the Tropics. Switzerland, UICN & UK (Cambridge), 295 p. 1986.

MARTINS, F.R. Estrutura de uma floresta mesófila. Campinas :Universidade Estadual de Campinas. 1991. 246p.

MARTINS, S.V.; SILVA, N.R.S.S; SOUZA, A.P.; MEIRA NETO, J.A.A. Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. **Scientia Florestalis**, v.64, n.2, p.172-181, 2003.

MATLACK, G.R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**, v. 66, p.185-194, 1993.

MATTHES, L.A.F.; LEITÃO FILHO, H.F. & MARTINS, F.R. Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP): composição florística e fitossociológica do estrato arbóreo. In: Anais V congresso da Sociedade Botânica de São Paulo, p. 55-76, 1988.

MCARTHUR, R. H.; WILSON, E. D. The theory of island biogeography. Princenton: Princenton University Press, 1967. 87 p.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD for windows: multivariate analysis of ecological data – version 3.12. Glendon Beach, Oregon: MJM Software Design, 1997.

MEDEIROS, R.A. Comparação do estado nutricional de algumas espécies acumuladoras e não acumuladoras de alumínio, nativas do cerrado. 1983. 91p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília.

MENDONÇA, R.C.; FELIFILI, J.M.; WALTER, B.M.T.; SILVA JUNIOR, M.C.; REZENDE, A.V.; FILGUEIRAS, T.S.; NOGUEIRA, P.E. Flora vascular do cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (Eds.) Cerrado, ambiente e flora. Planaltina: Embrapa, p.289-556, 1998.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais Academia brasileira de Ciências**, v.71, n.3-1, p.445-463, 1999.

MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C. & MIRANDA, A. C. The Fire Factor. In Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. eds. The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. Nova York: Columbia University Press. p. 51-68. 2002.

MITTERMEIER, R. A. et al. Hotspots: Earth's biologically richest and endangered terrestrial ecoregions. México: CEMEX, 1999. 431p.

MMA BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404p.

MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil **Journal of Biogeography**. Londres. v.27, p.1021-1029, 2000

MOTTA, P.E.F.; CURI, N.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. & GOMES, J.B.V. Ocorrência de macaúba em Minas Gerais: relação com atributos climáticos, pedológicos e vegetacionais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, p.1023-1031, 2002.

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

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, p.58-62, 1995.

NASCIMENTO, H.E.M.; DIAS, A. da S.; TABANES, A.A.J. & VIANA, V.M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.329-342, 1999.

NIJMEIJER R., HAAS DE, DOST R J J.; BUDDE P. E. ILWIS 3.0 Academic: User's guide. Enschede, NL: International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC) 2001.

NUNES, R. V. Padrões de distribuição lenhosa do Cerrado sentido restrito do Distrito Federal. 2001. 44p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília.

NUNES, Y. R. F.; MENDONÇA, A. V. R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. NUNES, Y. R. F.; MENDONÇA, A. V. R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variação da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasílica**, v. 17, n. 2, p. 215-231, 2003.

OADES, J.M.; GILLMAN, G.P.; UEHARA, G. Interactions of soilorganic matter and variable-charge chays. In: COLLEMAN, D.C. (ed.). Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystem. NifTAL, University of Hawaii Press, 1989. Chapter 3, p.69-95.

OERTLI, B.; JOYCE, D.A. CASTELLA, E.; JUGE, R.; CAMBIN, D. & LACHAVANNE, J.B. Does size matter? The relationship between pond and biodiversity. **Biological Conservation**, v.104 p.59-70, 2002.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; SHEPHERD, G.J.; MARTINS, F.R. & STUBBLEBINE, W.H. Environmental factors affecting physiognomic and floristic variation in an area of cerrado in central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.5, p.413-451, 1990.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A. & GAVILANES, M.L.. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.10, p.483-508, 1994a

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A. & GAVILANES, M.L. Differentiation of streamside and upland vegetation in area of montane semideciduous forest in southeatern Brazil. **Flora**, v.189, n.4, p.287-305, 1994b.

OLIVEIRA FILHO, A.T. & RATTER, J.A.. Database: Woody flora of 106 forest areas of eastern tropical South America. Edinburgh :Royal Botanic Garden, 1994.

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

PAGANO, S.N. & LEITÃO FILHO, H.F. Composição florística do estrato arbóreo da mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). **Revista Brasileira de Botânica**, v.10, p.37-47, 1987.

PAULA, A.; SILVA, A.F.; SOUSA, A.L. & SANTOS, F.A.M. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.26, n.6, p.743-749, 2002.

PERES, J. R. R.; SUHET, R.; VARGAS, M. A. T.; DROSDOWICZ, A. Litter production in two cerrado vegetations in Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.18, p.1037-43, 1983.

PRANCE, G. T. The refuge theory In: PRANCE G. T. (Ed). Biological diverredification in the tropics. New York: Columbia University Press, p3-6. 1982

PREVEDELLO, C.L. Física do solo com problemas resolvidos. Curitiba: Salesward-discovery, 1996. 446p.

PRITCHETT, W.L. Properties and management of forest soils. John Wiley, New York. 1979. 500p

PRUNTY, L.; CASEY, F.X.M. Soil water retention curve description using a flexible smooth function. **Vadose Zone Journal**, v.1, p.179-185, 2002.

QUAGGIO; J. A.; RAIJ; B. V. Determinação do pH em Cloreto de Cálcio e da Acidez Total. In: *Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais*. Campinas: Instituto Agrônomo, Cap. 10. p.181-188, 2001.

RAIJ, B. V. Fertilidade do Solo e Adubação: Acidez e Calagem. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. Piracicaba, SP. p. 343, 1991.

RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. Fragmentação de Ecossistemas : Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas. Brasília: MMA, SBF, 2003. 510 p.

RATTER, J.A. et al. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 5, p.5-43, 2000.

RAWITCHER F. The water economy of vegetation of the “campos cerrados” in southern Brazil. **Journal of Ecology**, v.36, p. 238-268, 1948.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.(Eds.). *Cerrado ambiente e flora*. Planaltina: Embrapa,p.289-556, 1998.

RICHARDS, L.A. Physical conditions of water in soil. In: BLACK, C.A.; EVANS, D.D.; WHITE, J.L.; ENSMINGER, L.E.; CLARK, F.E. (Ed.). *Methods of soil analysis: physical and mineralogical properties, including statistics of measurements and sampling*. Madison: American Society of Agronomy, p.128-152, 1965.

RICHARDS, P.W. 1996. *The tropical rain forest: an ecological study*. New York: Cambridge University Press, Cambridge. 2ed. 1996. 575p.

RICHARD, B.P. & RODRIGUES, R. *Biologia da Conservação*. Londrina: Midiograf. 2001.

RIZZINI, C. T. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1997. 330 p.

ROCHA, C. T. V.; CARVALHO D. A.; FONTES M. A. L. Community of trees of a *continuum* from swampy to upland forest in Coqueiral, SE Brazil. **Revista brasileira de Botânica**, v.28, n.2, p.203-218, 2005.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP V.1 P.235-247, 2000.

RODRIGUES, R.R. & NAVE, A.G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In *Matas Ciliares: conservação e recuperação* (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, eds.). São Paulo :EDUSP, p.45-71, 2000.

ROSSI, M.; Mattos, I.F.A.; Coelho, R.M.; Menk, J.R.F.; Rocha, F.T.; Pfeifer, R.M.; DeMaria, I.C. Relações solos/vegetação em área natural no Parque Estadual de Porto Ferreira, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v.17, n.1, p.45-61 2005.

ROSSI, C.; NIMMO, J.R. Modeling of soil water retention from saturation to oven dryness. **Water Resources Research**, v.30, p.701-708, 1994.

RUGGIERO P.G.C. Levantamento pedológico relacionado às fitofisionomias encontradas na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP. 2000. 159P. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo,

SALGADO-LABOURIAU, M.L.; BARBERI, M.; VICENTINI, K.R.F. & PARIZZI, M.G. A dry climatic event during the late quaternary of tropical Brazil. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v.99, p.115-129, 1997.

SALIS, S.M. TAMASHIRO, J.Y. JOLY, C.A. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um remanescente de mata ciliar no Rio Jacaré Pepira, Brotas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.17, p.93-103, 1994.

SALIS, S.M.; SHEPHERD, G.J. & JOLY, C.A. Floristic comparison of meso-hytic semideciduous forests of the interior of the State of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio**, v.119, p.155-164, 1995.

SANCHEZ, P.A. Properties and management of soil in tropics. New York: John Wiley, 619p. 1976.

SANTIN, D.A. A vegetação remanescente do município de Campinas, SP: mapeamento, caracterização fisionômica e florística visando a conservação. 1999. 467 p. Tese (Doutorado), Campinas, SP: Unicamp.

SANTOS, K. & KINOSHITA, L.S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, Município de Campinas-SP. **Acta Botanica Brasílica**, v.17, p.325-341, 2003.

SCARIOT, A.; FREITAS, R.; MARIANO NETO, E.; NASCIMENTO, M.T.; OLIVEIRA, L.C.; SANIOTTI, T.; SEVILHA, A.C. & VILLELA, D.M. Vegetação e flora. In D.M. Rambaldi & D.A.S. Oliveira (orgs.), Fragmentação de Ecossistemas - causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF. 2003.

SCHOENHOLTZ, S.H.; VAN MIEGROET, H.; BURGER, J.A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management, Wageningen**, v.138, p.335-356, 2000.

SHEPHERD, G. J. Fitopac 1.6: Manual do usuário. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2006. 64 p

SILVA, E.M. da; AZEVEDO, J.A. de. Influência do período de centrifugação na curva de retenção de água em solos de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, p.1487-1494, 2002.

SILVA, O. L.; COSTA A. D.; SANTO FILHO K.D.; FERREIRA D. H.; BRANDÃO D. Levantamento florístico e fitossociológico em duas áreas de Cerrado *sensu stricto* no Parque Estadual de Caldas Novas, Goiás. **Acta Botânica Brasilica**, v.16, n.1, p.43-53, 2002.

SILVA JÚNIOR, M.C. Composição florística, estrutura e parâmetro fitossociológico 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.

SNEATH PEA; SOKAL R. *Numerical Taxonomy: the principles and practice of numerical classification*. 1. ed. San Francisco: W.H. Freeman & Co. 573p. 1973.

SOIL SURVEY STAFF. *Soil Taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2nd ed. Washington, DC: USDA, Nat. Res. Cons. Serv.. 869 p. (USDA Agr. Handbook, 436) 1999.

SPERA, S.T.; SANTOS, H.P.; FONTANELI, R.S.; TOMM, G.O. Efeitos de sistemas de produção de grãos envolvendo pastagens sob plantio direto nos atributos físicos de solo e na produtividade. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.533-542, 2004.

SPERA, S.T.; REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SILVA, J.C.S. Características físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro no cerrado de Planaltina, DF, submetido à ação do fogo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, p.1817-1824, 2000.

SPLECHTNA, B.E. & KLINKA, K. Quantitative characterization of nutrient regimes of high-elevation forest soils in the southern coastal region of British Columbia, Canada. **Geoderma**, v.102, p.153-174, 2001.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. & PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.91, p.119-127, 1999.

TER BRAAK, C.J.F. The analysis of vegetation-environment relationship by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, v.69, p.69-77, 1987.

TER BRAAK, C. CANOCO- a FORTRAN program of canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Wageningen, Technical report: LWA-88-02, Statistics Department Wageningen. 1988.

TER BRAAK, C.J.F. Ordination. In *Data analysis in community and landscape ecology* (R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p.91-173. 1995.

TER BRAAK, C.J.F. & P. SMILAUER. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Microcomputer Power, 500p. 2002.

TOGNON A.A.; DEMATTÊ J.L.I.; DEMATTÊ J.A.M. Teor e distribuição da matéria orgânica em latossolos das regiões da floresta amazônica e dos cerrados do Brasil **CEN Scientia Agricola**. v. 55, n. 3, p.343-354, 1998.

TORRES, E.; SARAIVA, O.F. Camadas de impedimento mecânico do solo em sistema agrícolas com soja. Londrina: EMBRAPA-CNP, Circular Técnica, n.23. 58p. 1999.

TORRES, R.B.; MARTINS, F.R. & KINOSHITA, L.S. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.20, n.1, p.41-49, 1997.

TORRES, R.B.; COSTA, M.C.; NOGUEIRA, F.A.; & PERES Filho, A. (Org.). Recuperação ambiental, participação e poder público: uma experiência em Campinas, SP. Relatório final. Projeto de Pesquisa em Políticas Públicas. Processo Fapesp no. 01/02952-1. 2006.
http://www.iac.sp.gov.br/ProjetoAnhumas/pdf/vegetacao_nativa_bacia_ribeira_anhumas.pdf (10 OUTUBRO 2006).

TROPPEMAIR, H. Biogeografia natural e meio ambiente. 3ª ed. Rio Claro: Impress. Graff, 258, 1989.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v.33, p.200-209. 1996.

TURNER, I.M.; CHUA, K.S.; ONG, J.S.Y.; SOONG, B.C. & TAN, H.t.W. A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland Tropical Rain Forest. **Conservation Biology**, v.10, n.4, p.1229-1244, 1996.

TURNER, I.A. & CORTELT, R.T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v.11, n.8, p.330-333, 1996.

VIADANA, A.G. A teoria dos refúgios florestais aplicada ao estado de São Paulo. Rio Claro, SP: Unesp. 2002. 72 p.

VICENTINI, K.R.F. & SALGADO-LABOURIAU, M.L. Palynological analysis of a palm swamp in central Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v.9, p.207-219. 1996.

VILLELA, D. M. V.; HARIDASAN, M. Response of the ground layer community of a cerrado vegetation in central Brazil to liming and irrigation. **Plant and Soil**, v.163 p.25-31, 1994.

VOMOCIL, J.A.; FLOCKER, W.J. Effect of soil compaction on storage and movement of soil, air and water. **American Society Agricultural Engineering**, St. Joseph, v.4, p.242-246, 1966.

WALTER, H. Vegetação e zonas climáticas. São Paulo: Editora Pedagógica Universitária, 1970. 325p.

WEBB, L. J. Aluminium accumulation in the Australian-new Guinea flora. **Australian Journal of Botany**, v.2, p.176-196, 1954.

ZUIDEMA, P.A.; SAYER, J.A. & DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. **Environmental Conservation**, v.23, n.4, p.290-297, 1996.