

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE FLORESTAS**  
**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS**  
**AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

**TESE**

**Fitossociologia e estrutura do componente arbóreo  
de um remanescente de floresta urbana no Maciço  
da Pedra Branca, Rio de Janeiro – RJ**

**Juliana Müller Freire**

**2010**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E  
FLORESTAIS**

**FITOSSOCIOLOGIA E ESTRUTURA DO COMPONENTE ARBÓREO  
DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA URBANA NO MACIÇO DA  
PEDRA BRANCA, RIO DE JANEIRO – RJ**

**JULIANA MÜLLER FREIRE**

*Sob a Orientação do Professor*  
**Rogério Ribeiro de Oliveira**

*e Co-orientação do Professor*  
**João Marcelo Alvarenga Braga**

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza

Seropédica, RJ  
Junho de 2010

581.782098

153

F866f

T

Freire, Juliana Müller, 1976-

Fitossociologia e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de floresta urbana no maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro - RJ / Juliana Müller Freire - 2010.

129 f. : il.

Orientador: Rogério Ribeiro de Oliveira.

Tese (doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais.

Bibliografia: f. 103-118.

1. Comunidades vegetais - Rio de Janeiro (RJ) - Teses. 2. Solos - Conservação - Mata Atlântica - Teses. 3. Parques - Rio de Janeiro (RJ) - Teses. I. Oliveira, Rogério Ribeiro de, 1954- . II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

**JULIANA MÜLLER FREIRE**

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza.

**TESE APROVADA EM: 01/07/2010**

---

Rogério Ribeiro de Oliveira. Prof. Dr. PUC-Rio  
(Orientador)

---

Cyl Farney Catarino de Sá. Pesquisador Dr. JBRJ

---

Rita de Cássia Martins Montezuma. Prof. Dra. PUC-Rio

---

Alexandra Pires Fernandez. Prof. Dra. UFRRJ

---

Tiago Böer Breier. Prof. Dr. UFRRJ

## Dedicatória

Dedico esta tese ao colega Robson Daumas Ribeiro (*in memoriam*), que nesta vida foi um exemplo de profissional, e botânico, com uma grande competência e disposição de ajudar os outros. Salve Robson!

## Agradecimentos

Ao meu orientador Rogério Ribeiro de Oliveira pelo voto de confiança, pela formação ética, profissional e intelectual que tive oportunidade de aprender neste período de convivência, pela sua presença e participação efetiva em todas as etapas do trabalho, pelo seu carinho e amizade.

Ao amigo Beto pelo seu apoio incondicional e imensa disposição em ir a todos os campos, sendo seu apoio fundamental e imprescindível para a realização deste trabalho. Sem ele esta tese definitivamente não teria saído.

Ao João Marcelo Alvarenga Braga pela amizade, orientação, pela sua competência e ajuda a identificação de todo o material botânico, por disponibilizar seu espaço e seu abrir sua sala no Jardim Botânico.

Ao Leandro pelo apoio em vários momentos do trabalho, principalmente quanto ao auxílio na identificação do material, pelas informações das espécies, e pelas conversas sobre Pedra Branca e Morro São João.

Aos pesquisadores que auxiliaram na identificação do material botânico e cuja ajuda foi muito importante, com destaque ao João Marcelo A. Braga, Robson Daumas Ribeiro (*in memoriam*), Alexandre Quinet e Marcelo Souza. Também aos pesquisadores: Ronaldo Marquete, Elsie Franklin Guimarães, Inês Machline Silva, Genice, Maximo Bovinno.

Ao Alexandre Christo pela sua generosidade e ajuda fundamental na análise estatística dos dados.

Ao Cyl Farney Catarino de Sá, Marcelo Trindade Nascimento e André Felipe Nunes-Freitas pelas valiosas contribuições na banca da qualificação.

A Alexandra Pires, Rita Montezuma, Tiago Böer Breier e Cyl Farney pela dedicação na correção da tese e pelas importantes contribuições na banca da defesa

Á Danielle Cintra pela ajuda na elaboração do mapa.

Ao pessoal da Fiocruz que trabalham na Colônia Juliano Moreira, pela autorização e apoio no trabalho de campo, e pelo interesse demonstrado pelo trabalho.

Aos desbravadores das matas que marcaram presença no trabalho de campo: Rogério, Beto, Agni, Michele Silva, João Marcelo, Leandro, Diego, Cristiane Costa, Fernanda Santos, Rafael, Seu Domingos, Christiane

A Renata Moyses e ao pessoal da Dédalus pelo auxílio na análise dos dados.

Ao André Zaú pelo empréstimo de bibliografias.

Ao Prof. Roberto Lelis, e a todo o pessoal da Secretaria da Pós-graduação (Solange, Lenice, Patrícia) pela agilidade e ótimo trabalho.

A Adriana Cavalcanti pela disposição em me ajudar a encontrar os artigos do início do século na biblioteca do Fundão.

Ao INEA pela concessão da autorização de coleta e pela organização do I Encontro Científico da Pedra Branca, onde tive oportunidade de conhecer outros trabalhos desenvolvidos na região.

A toda a minha família, em especial a minha mãe - Ana Maria, Antônio, Carlos, tia Beth, Vó Selma, Vó Iris, Vó Ieta, meus irmãos Duda, Gabriel e Gustavo, minha cunhada Luciana, e meus sobrinhos Heitor e Ernesto.

A Fátima Piña-Rodrigues pelo aprendizado do mestrado, dentre outras experiências, e pelo seu exemplo de vida e profissional que muito me inspira.

Aos meus amigos do peito Renata Than, João Marcelo, Fernanda, André Luís, Mário, Maria Rita e Márcio, Mariana Vilela e aos que mesmo distantes sempre estão presentes: Patrícia Helena, Luciana Duque, Mariana Costa, Simone Brandão. A todo pessoal da soma: João, Mike, Amanda, Carol Guerra, Laura, Gabriel, Rafael, Claudia, Murilo, Carol Aleluia, pela amizade, convivência e aprendizado.

A FAPERJ pela concessão da bolsa de estudo.

Á Mãe Natureza que nos entretém em todas as suas formas e a Deus, se é que ele existe.

Muito Obrigada!

## RESUMO

FREIRE, Juliana Müller. **Fitossociologia e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de floresta urbana no Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro – RJ.** 2010. 127 p Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais, Conservação da Natureza). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a estrutura e a florística do estrato arbustivo e arbóreo em áreas de encostas norte e sul, na porção meridional do maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ. Foi testada a hipótese que diferentes orientações de vertente podem influenciar a estrutura e a florística da vegetação. Em uma área amostral de 9.700 m<sup>2</sup>, distribuídas em dez áreas, foram inventariados 1.508 indivíduos, distribuídos em 324 espécies, 154 gêneros e 52 famílias. As famílias mais ricas em espécies na foram: Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae, Rubiaceae e Euphorbiaceae. O Índice de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) foi de 5,093 nats/indiv., e a equabilidade (J) foi de 0,881. Na estrutura horizontal as espécies *Joannesia princeps*, *Piptadenia gonoacantha* e *Pseudopiptadenia contorta*, *Meternichia princeps*, *Apuleia leiocarpa*, *Astrocaryum aculeatissimum*, *Chrysophyllum flexuosum* alcançaram o maior valor de importância fitossociológica. A análise fitossociológica de cada área indicou importantes variações estruturais e florísticas, com tendência à maior diversidade ser encontrada nas áreas de maior altitude e mais distantes do perímetro urbano. Das 324 espécies encontradas no trabalho, 124 ocorreram exclusivamente na vertente norte, 100 na vertente sul e 100 ocorreram em ambas as vertentes. As espécies exclusivas e mais freqüente na vertente norte foram o *Brosimum guianense* e *Annona cacans*, *Zollernia ilicifolia*, *Couratari pyramidata*, *Lecythis pisonis* e *Gallesia integrifolia*. Na vertente sul, as espécies exclusivas que mais se destacaram foram *Cariniana estrellensis*, *Cabralea canjerana*, *Eugenia microcarpa*. A análise de agrupamento entre as dez áreas indicou, em geral, maior semelhança em decorrência da proximidade entre áreas do que pela orientação da encosta, entretanto comparando as vertentes norte e sul mais próximas, observa-se que os maiores índices de diversidade, a maior proporção de espécies raras e exclusivas e os estágios de sucessão mais avançados foram encontradas na vertente sul. Os casos em que isso não ocorreu foram observados nas áreas mais próximas ao perímetro urbano que, independente da vertente apresentaram menor diversidade florística. A distribuição diamétrica apresentou modelo do J invertido, sendo a amplitude diamétrica bastante variável entre áreas. Não foi encontrado um padrão entre distribuição diamétrica e a orientação da encosta. Comparando a florística do trecho estudado do Maciço da Pedra Branca com outras áreas florestais do Rio de Janeiro, observou-se uma baixa similaridade florística. A maior identidade florística ocorreu com trabalhos realizados na própria Pedra Branca, na Serra da Tiririca, e na Floresta da Tijuca. Trabalhos fora do município apresentaram similaridade florística inferior a 25%. A elevada diversidade da área estudada é reflexo da sua alta heterogeneidade ambiental, relacionada a diferenças na altitude, orientação de encosta, estágio sucessional e histórico de uso, o que coloca a Maciço da Pedra Branca como área estratégica para conservação de espécies do município do Rio de Janeiro.

**Palavras-chave:** orientação de encosta, sucessão, florística, estrutura da vegetação, Mata Atlântica.

## ABSTRACT

FREIRE, Juliana Müller. **Floristic and structure of the tree component of an urban forest remnant in Pedra Branca, Rio de Janeiro - RJ.** 2010. 127 p Thesis (Ph.D. in Environmental Science and Forestry, Nature Conservation). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2010.

This study aimed to evaluate the structure and floristics of shrubs and trees in areas of northern and southern slopes in the southern portion of the Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ. We tested the hypothesis that different component orientations may influence the structure and floristic changes. In a sample area of 9.700 m<sup>2</sup>, divided into ten areas, were surveyed 1508 individuals, distributed in 324 species, 154 genera and 52 families. The families richest in species were: Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae, Rubiaceae and Euphorbiaceae. The Diversity Index Shannon-Wiener ( $H'$ ) was 5.093 nats / indiv., And the evenness ( $J$ ) was 0.881. Horizontal structure in the species *Joannesia princeps*, *Piptadenia gonoacantha* e *Pseudopiptadenia contorta*, *Meternichia princeps*, *Apuleia leiocarpa*, *Astrocaryum aculeatissimum*, *Chrysophyllum flexuosum* reached the highest value of phytosociological importance. A phytosociological analysis of each individual area indicated significant floristic and structural variations, with a trend toward greater diversity is found in areas of higher altitude and farther from the urban perimeter. Of the 324 species found in the study, 124 were found exclusively on the north side, 100 on the southern slope and 100 occurred in both strands. The exclusive species and more frequent on the north side were *Brosimum guianense* e *Annona cacans*, *Zollernia ilicifolia*, *Couratari pyramidata*, *Lecythis pisonis* e *Gallesia integrifolia*. On the southern slope, the exclusive species that stood out were *Cariniana estrellensis*, *Cabrlea canjerana*, *Eugenia microcarpa*. Cluster analysis among the ten areas indicated, in general, greater similarity due to the proximity between areas than for the orientation of the slope, however comparing the north and south closer together, it is observed that the highest diversity indices, most proportion of rare species and unique and the most advanced stages of succession were found on the southern slope. The cases where this did not happen were observed in areas closer to the urban boundaries that regardless of the slope were less floristic diversity. The diameter distribution model presented inverted J, with a diameter range quite variable between areas. No pattern was found between the diameter distribution and orientation of the slope. Comparing the flora of Pedra Branca with other forest areas in Rio de Janeiro, there was generally a low floristic similarity. The major floristic identity occurred with the work in-house Pedra Branca, Serra da Tiririca, and Tijuca Forest. Works out of the city showed floristic similarity below 25%. The high diversity of the studied area is a reflection of its high environmental heterogeneity, related to differences in altitude, slope orientation, successional stage and history of use, which puts the Pedra Branca as a strategic area for species conservation in Rio de Janeiro.

**Key-words:** orientation of slope, succession, floristic, vegetation structure, Atlantic Forest.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Diferenças entre as escolas do norte e do sul da Europa no início do século quanto a abordagem no estudo de comunidades vegetais.....	11
Tabela 2. Características gerais das dez áreas de estudo nos arredores da bacia do Camorim, Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro (RJ).....	27
Tabela 3. Relação de espécies, gêneros e famílias encontrados em 97 parcelas de 10 x 10 (9700 m <sup>2</sup> ) na porção meridional do Maciço da Pedra Branca, com os respectivas informações de porte, dispersão e grupo ecológico.....	33
Tabela 4. Resultados de parâmetros de estrutura e diversidade encontrados no Maciço da Pedra Branca, e em outros trabalhos de fitossociologia.....	47
Tabela 5. Número de indivíduos e riqueza de espécies apresentada por cada família, considerando as 10 mais representativas encontradas em uma área de 9700 m <sup>2</sup> no Maciço da Pedra Branca.....	52
Tabela 6. Relação de famílias encontradas em outros levantamentos fitossociológicos no Estado do Rio de Janeiro. ....	54
Tabela 7. Índices de diversidade e informações sobre estrutura das dez áreas de estudo. ....	55
Tabela 8. Relação de espécies que foram amostradas exclusivamente na vertente norte ou sul, considerando apenas aquelas que ocorreram em mais de uma área. ....	91
Tabela 9. Resumo dos parâmetros estruturais e florísticos encontrados nas áreas de estudo, localizadas nas vertentes norte (números ímpares) e sul (números pares), no Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ.....	93
Tabela 10. Relação de trabalhos em florestas ombrófila densa montana e sub-montana localizados no município do Rio de Janeiro utilizados para análise de similaridade florística. ....	98

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização das dez áreas de estudo, nas proximidades da bacia do Camorim, Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ.....28
- Figura 2. Curva espécie-área, considerando 96 parcelas de 10 x 10 m na porção meridional do Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ.....49
- Figura 3. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas em 9.700 m<sup>2</sup> no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....50
- Figura 4. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 1 (vertente norte) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....56
- Figuras 5. Acima: visão externa da área 1. No meio: presença de grandes blocos de pedra. A esquerda: tronco de *Piptadenia paniculata* (FABACEAE), espécie de maior VI, com padrão de acúleos no tronco bem característico.....58
- Figura 6. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 2 (vertente SUL do Colégio Sto Agostinho) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....61
- Figuras 7. Acima – dominância da espécie *Meternichia princeps* (SOLANACEAE), com alta densidade. Ao lado: visão geral da estrutura da floresta..... 62
- Figura 8. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 3 (vertente NORTE) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....63
- Figura 9. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 4 (vertente SUL) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....65
- Figura 10. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 5 (vertente NORTE) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....67
- Figura 11. Touceira de *Astrocaryum aculeatissimum* e aspecto geral da vegetação da Área 5. ....67
- Figura 12. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 6 (vertente SUL) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....69

Figura 13. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 7 (vertente NORTE) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....	70
Figura 14. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 6 (vertente SUL) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....	72
Figura 15. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 9 (vertente NORTE) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas .....	73
Figura 16. Relação das vinte espécies de maior IVI encontradas na área 10 (vertente SUL) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, freqüências relativas e dominâncias relativas.....	75
Figuras 17. Distribuição diamétrica de indivíduos arbustivos e arbóreos na vertente norte (A1 e A3) e vertente sul (A2, A4), nos arredores da bacia do Camorim no Maciço da Pedra Branca, RJ.....	77
Figuras 18. Distribuição diamétrica de indivíduos arbustivos e arbóreos na vertente norte (A5 e A7) e vertente sul (A6, A8), nos arredores da bacia do Camorim no Maciço da Pedra Branca, RJ.....	78
Figuras 19. Distribuição diamétrica de indivíduos arbustivos e arbóreos na vertente norte (A9) e vertente sul (A10), nos arredores da bacia do Camorim no Maciço da Pedra Branca, RJ.....	79
Figura 20. Proporção de grupo ecológico das espécies encontradas em dez áreas situadas na vertente norte (A1,A3,A5,A7,A9) e sul (A2,A4, A6, A8, A10) no Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ.....	83
Figura 21. Proporção de síndrome de dispersão das espécies encontradas em dez áreas situadas na vertente norte (A1,A3,A5,A7,A9) e sul (A2,A4, A6, A8, A10) no Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ.....	86
Figura 22. Análise de agrupamento UPGMA comparando a composição florística das 10 áreas de estudo na porção meridional do Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ. Vertentes Norte: A1, A3, A5, A7, A9; Vertente Sul/Sudoeste: A2, A4, A6, A8, A10.....	88
Figura 23. Localização de carvoarias (pontos verdes) e ruínas nas proximidades da bacia do Camorim, Maciço da Pedra Branca, RJ.....	95
Figura 24. Análise de agrupamento UPGMA comparando a composição florística de 10 estudos realizados na Floresta Ombrófila Densa no Estado do Rio de Janeiro.....	100

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Estado da arte dos da pesquisa científica no Maciço da Pedra Branca.....	4
1.2. Orientação da vertente como fator determinante na composição de espécies.....	6
2 REVISÃO DE LITERATURA .....	8
2.1 Histórico do estudo de comunidades vegetais .....	9
2.2 A visão contemporânea no estudo das comunidades vegetais.....	16
2.3 A contribuição da Ecologia Histórica e da História Ambiental no estudo das comunidades vegetais .....	18
2.4 A visão do determinismo ambiental .....	20
3 - METODOLOGIA.....	23
3.1 Caracterização da área de estudo .....	23
3.2 Histórico da área de estudo.....	23
3.3 Critério de seleção das áreas.....	25
3.4 Análise florística e fitossociológica .....	29
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	32
4.1. Curva espécie-área.....	49
4.2. Análise fitossociológica da área total.....	50
4.3. Análise fitossociológica por área de estudo.....	54
4.4 Distribuição diamétrica.....	76
4.5. Estágio sucessional por área .....	80
4.6. Síndrome de dispersão por área .....	84
4.7. Comparação entre vertentes .....	87
4.8. Similaridade florística com outros trabalhos .....	97
5. CONCLUSÕES .....	101
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	103
ANEXOS.....	118

# 1 INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica ocorre ao longo do Oceano Atlântico, desde o Rio Grande do Sul até o nordeste brasileiro, englobando 2.428 municípios e 17 estados brasileiros. Sua idade data de cerca de 70.000.000 anos, sendo considerada uma das formações vegetais mais antigas do Brasil (RIBEIRO *et al.*, 2009). Originalmente, sua área abrangia 12% do território nacional, correspondendo a 1.300.000 km<sup>2</sup>, sendo atualmente restrita a apenas 7% da cobertura inicial (157.702 km<sup>2</sup>), em virtude, principalmente, da ocupação humana na costa brasileira (DEAN, 1995).

O sexto monitoramento de resquícios de Mata Atlântica realizado pela Fundação SOS Mata Atlântica e pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), em 2010, mostrou que no Estado do Rio de Janeiro restam apenas 18,37% (807.495 hectares) de área do estado cobertos pela floresta nativa (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2010). A maior concentração do que resta de Mata Atlântica fica em áreas de relevo acidentado como a região serrana e o corredor ecológico do sul do estado. As áreas mais desmatadas localizam-se no Norte, no Noroeste e na Baixada Fluminense. O município do Rio de Janeiro se encontra em 13º lugar frente aos municípios com maior porcentual de Floresta Ombrófila do Estado, considerando um universo de 91 municípios (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2009).

A diversidade florística neste tipo de formação florestal, embora pouco estudada, indica uma grande variedade de espécies, fato este atribuído, em grande parte, às variações climáticas que ocorrem ao longo de sua área de distribuição. Segundo VIANA & TABANEZ (1996), a Mata Atlântica possui um dos mais altos níveis de biodiversidade do mundo, podendo ser encontradas até 476 espécies arbóreas por hectare, conforme já registrado para a Reserva de Santa Lúcia, município de Santa Teresa, ES (THOMAZ & MONTEIRO, 1997). O alto índice de endemismo da Floresta Atlântica é um fator de grande importância que requer a elaboração de estratégias eficazes de conservação.

Pesquisas nos últimos censos demográficos, juntamente com a análise das imagens do satélite LANDSAT (INPE) de 1984 a 1991 demonstram aumento do grau de isolamento das áreas naturais florestadas em decorrência da expansão demográfica, estando os remanescentes restritos, em sua maior parte, a áreas íngrimes, e em fragmentos com áreas inferiores a 50 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009). Estes fragmentos são importantes para resguardar a diversidade biológica, sendo esta definida não apenas como o número de espécies de organismos vivos,

mas também como toda a gama de patrimônio genético de cada espécie e a variedade do ecossistema (BARROS FILHO, 1997). Entretanto, as reservas naturais protegem apenas 9% dos remanescentes florestais existentes e apenas 1% da floresta original (RIBEIRO *et al.*, 2009).

O processo de fragmentação florestal tem tido como resultado a redução do tamanho das populações de plantas e animais e aumento do seu isolamento espacial (ELLSTRAND & ELAM, 1993; YOUNG *et al.*, 1996), a invasão de espécies alóctones (JANZEN, 1983, 1986; TURNER, 1996), extensão do efeito de borda, redução nas taxas de migração (Turner, 1996), aumento das taxas de mortalidade e recrutamento e diminuição da biodiversidade com perda de espécies raras e ameaçadas de extinção (TURNER, 1996; OLIVEIRA *et al.*, 2004), levando à simplificação e homogeneização biótica entre os fragmentos (MCKINNEY & LOCKWOOD, 1999; OLIVEIRA *et al.*, 2004).

Como consequência, o atual nível de degradação tem contribuído para potencializar as ameaças em algumas regiões. Uma nova lista vermelha da flora brasileira, elaborada por quase 300 pesquisadores recentemente mostrou que o número de espécies de plantas ameaçadas de extinção no Brasil é de 1.538, mais de dez vezes acima do número da lista oficial anterior, divulgada em 1992, que era de 107 espécies. De acordo com a nova lista, mais de 80% das espécies de plantas ameaçadas encontram-se na mata atlântica (45,59%) e no cerrado (35,25%), o que confirma a posição desses dois biomas como os mais ameaçados do País. Dentre as espécies arbóreas nativas ameaçadas de extinção pode-se citar o pau-brasil, o jacarandá, a peroba, o pau-marfim e o palmito (IBAMA, 1992).

O conhecimento da florística e fitossociologia constitui uma das necessidades prioritárias para a conservação e uso racional dos ecossistemas (GUEDES-BRUNI *et al.*, 2002). A vegetação responde de forma consideravelmente rápida às variações ambientais, sendo a sua avaliação quantitativa e qualitativa fundamental para inferir sobre o estado de conservação dos demais componentes do ambiente natural, desde que monitorada.

No Estado do Rio de Janeiro os estudos de florística são ainda relativamente escassos (BORÉM & OLIVEIRA-FILHO, 2002). Os primeiros levantamentos fitossociológicos foram realizados na década de 30 em Teresópolis e na Serra dos Órgãos, pelo Instituto Oswaldo Cruz para obtenção de informações fundamentais que visassem a otimização do combate às epidemias de febre amarela e malária. (MARTINS, 1989).

A partir de 1980 se intensificaram os estudos de fitossociologia, com registro de trabalhos já realizados em Magé (GUEDES, 1988), Guapimirim (KURTZ, 1994), Tinguá (RODRIGUES, 1996), Macaé de Cima (LIMA & GUEDES-BRUNI, 1997), Cachoeiras de

Macacu (KURTZ & ARAÚJO, 2000), Maricá (LEMONS *et al.*, 2001), São Francisco de Itabapoana (SILVA & NASCIMENTO, 2001), Imbé (MORENO *et al.*, 2003), POÇO DAS ANTAS (NEVES, 1999), Silva Jardim (PESSOA & OLIVEIRA, 2006; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006a; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006b; CARVALHO *et al.*, 2006a; CARVALHO *et al.*, 2009; CHRISTO *et al.*, 2009), Rio Bonito (CARVALHO *et al.*, 2007), Ilha Grande (DELAMONICA *et al.*, 2002; OLIVEIRA, 2002), Teresópolis (SILVA MATOS *et al.*, 2007), Campos dos Goytacazes (CARVALHO *et al.*, 2006b), PEREIRA *et al.* (2006), Vale do Rio Paraíba do Sul (SOUZA *et al.*, 2007) – ver ANEXO 1.

Em áreas urbanas, como a cidade do Rio de Janeiro, as florestas encontram-se em meio às mais variadas paisagens, ocupando mais comumente as encostas (COELHO NETTO, 1993). Estas florestas, denominadas de florestas urbanas, são ecossistemas compostos pela interação entre sistemas naturais e sistemas antropogênicos, sendo de reconhecida importância no oferecimento de serviços ambientais à população de seu entorno (NOWAK *et al.*, 2001; MILLER, 1997).

Estas áreas merecem especial atenção, não só devido à ameaça que estão sujeitas em virtude do crescimento populacional das comunidades do entorno, mas também devido aos impactos ambientais decorrentes da sua proximidade com os grandes centros urbanos e industriais. Um destes impactos diz respeito à deposição de poluentes e contaminação da serrapilheira, conforme já constatado na Floresta da Tijuca por OLIVEIRA & LACERDA (1988) e no Maciço da Pedra Branca por OLIVEIRA *et al.* (2005). A contaminação das florestas urbanas por metais pesados pode ocasionar problemas ainda mais graves como acidez da chuva, como já foi detectado por SILVA FILHO (1985) na Floresta da Tijuca. Em relação ao impacto do crescimento populacional nas florestas urbanas do município REGO (2004) detectou através de imagens de satélite perda de 2.000 hectares de florestas no Maciço da Pedra Branca em 15 anos (de 1984 a 1999).

Estudos da flora em florestas urbanas na região metropolitana do Rio de Janeiro já foram realizados na Serra da Capoeira Grande (Guaratiba) (PEIXOTO, 2004; PEIXOTO, 2005); na Serra da Tiririca em Niterói (BARROS, 2008), em fragmentos urbanos da zona oeste (SANTANA *et al.*, 2004), no Maciço da Tijuca (OLIVEIRA *et al.*, 1995) e no Maciço da Pedra Branca (OLIVEIRA *et al.*, 1980; SOLÓRZANO *et al.*, 2009).

O Maciço da Pedra Branca dentre os três grandes Maciços do Rio de Janeiro (Tijuca/Mendanha/Pedra Branca) é o que concentra a maior quantidade de estudos científicos no município, desenvolvidos por diversas instituições de pesquisa da cidade do Rio de Janeiro.

## 1.1. Estado da arte dos da pesquisa científica no Maciço da Pedra Branca

VENTURA & FERREIRA (2009) publicaram em um livro “Avifauna da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro” os resultados de atividades de captura de aves realizadas no Maciço da Pedra Branca (floresta do Pau da Fome e na Floresta do Camorim), no período de 1993 a 2002. Os autores já registraram a presença de 258 diferentes espécies, tendo como as espécies mais capturadas: a rendeira (*Manacus manacus*), o tangará (*Chiroxiphia caudata*), o assanhadinho (*Myiobius barbatus*), o arapaçu-rajado (*Lepidocolaptes fuscus*), a choquinha-lisa (*Dysithamnus mentalis*), dentre outros. A ocorrência de diferentes ordens de insetos, importante componente na dieta da avifauna também foi registrada pelos autores, tais como a borboleta 88, da espécie *Diaethria clymena* (Nymphalidae), borboletas azuis do gênero *Morpho*, borboleta reco reco ou estaladeira, da espécie *Hamadryas* (Nymphalidae), *Eucyane bicolor*, *Placidula euryassa*.

SANTOS *et al.* (2009) estudaram os moluscos límnicos em sete rios do Parque Estadual da Pedra Branca e registraram treze espécies. Foi encontrado um gradiente de poluição ao longo dos cursos dos rios, e a ocorrência de espécies tolerantes a poluição ocorreu predominantemente nas porções inferiores dos rios, em resposta ao aumento de coliformes, nitrogênio, clorofila.

AVELINO-CAPISTRANO & COSTA (2009) estudaram insetos da ordem Plecoptera, que compreendem insetos sensíveis às ações antrópicas, que vivem em rios de águas rápidas e oxigenadas, e encontraram dois, dos oitos gêneros que ocorrem no Brasil, na bacia do Rio Grande, na Pedra Branca.

ALMEIDA *et al.* (2009) estudaram a diversidade ecoparasitológica nos quirópteros que ocorrem no Parque Estadual da Pedra Branca, tendo identificado cerca de 700 diferentes paraístas entre 2006 e 2008 e relatado 20 novas associações parasitárias para o Estado do Rio de Janeiro.

BARROS *et al.* (2009) vem desenvolvendo sub-projetos em Palinologia na área do parque, com o objetivo de conhecer a morfologia polínica de espécies arbóreas ocorrentes no parque e de reunir informações sobre a dispersão polínica e a utilização de bromélias como coletoras da chuva polínica.

AMARAL *et al.* (2009) estudaram os ecoparasitos de roedores e marsupiais capturados no Parque Estadual da Pedra Branca, já tendo capturado 160 indivíduos, pertencentes a 96 espécies de marsupiais e 64 de roedores, com maior incidência de mamíferos parasitados por pulgas, carrapatos e piolhos nas áreas de menor altitude.

GOUVEIA *et al.* (2009) vem desenvolvendo importante trabalho educativo na região do entorno da Pedra Branca, onde está localizado o campus FIOCRUZ da Mata Atlântica, buscando inibir a transmissão da leishmaniose tegumentar e implementar ações de manejo instituídas voluntariamente pelos moradores.

FREITAS (2003) estudou as alterações nas propriedades do solo no Maciço da Pedra Branca, em área de cultivo de banana, e verificou que a porosidade do solo nos bananais foi maior do que na floresta ombrófila densa em todas as profundidades avaliadas, com exceção da inicial, embora a diferença dos valores não tenha sido significativa. A maior variação ocorreu na camada de 40 cm, provavelmente em função de concentração e largura das raízes.

SOUZA *et al.* (2009) elaboraram uma metodologia de mapeamento geocológico da potencialidade à ocorrência de incêndios utilizando ferramentas de geoprocessamento e conceitos geocológicos para a paisagem do maciço da Pedra Branca, onde a recorrência desse fenômeno é bastante presente.

Diversas linhas de pesquisa estão voltadas para a questão do ecoturismo, através do estudo de atividades geoturísticas (PEREIRA & MELLO, 2009; MELLO & PEREIRA, 2009), incluindo a inventariação e caracterização patrimônio geológico em temas de interesse específico para a visitação, definição de indicadores geoambientais (COSTA *et al.*, 2009),

ABREU (2006) avaliou a dinâmica da serrapilheira pelo período de três anos na bacia do Camorim, comparando o fundo de vale e o divisor de drenagem. O autor encontrou uma produção brasileira recorde de serrapilheira, com média de  $10.738,71 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ . As diferenças entre as áreas localizadas no fundo do vale e próximo ao divisor foram detectadas para as frações folhas e elementos reprodutivos, com vantagem para o divisor de drenagem. O autor atribuiu as altas taxas de decomposição observadas possivelmente a precipitação acima da média histórica registrada no primeiro e terceiro ano de monitoramento.

OLIVEIRA *et al.* (2005) estudaram a ciclagem de metais pesados via serrapilheira no Maciço da Pedra Branca (RJ) por um ano e observaram um conteúdo variável de metais pesados, depositados possivelmente por entradas atmosféricas oriundas da cidade do Rio de Janeiro. A concentração mais elevada foi para Zn e a menor para cromo, tanto na serapilheira recém-produzida como aquela estocada sobre o solo. A ciclagem destes metais no subsistema da serapilheira, à exceção do cromo, mostrou-se lenta (maior que um ano), o que pode favorecer a sua acumulação e contaminação das cadeias alimentares do ecossistema.

CINTRA (2007) diferenciou estágios sucessionais florestais da bacia do rio Camorim através de uma classificação baseada na interpretação visual de uma imagem orbital de alta

resolução, e verificou-se que 85% da área total da bacia do Camorim é ocupada por florestas em diferentes estágios de sucessão ecológica. A autora observou que as áreas de estágios mais avançados se equipararam em extensão às áreas em estágios mais iniciais de sucessão ocupando em torno de 330 hectares cada, indicando que a bacia do rio Camorim ainda mantém remanescentes importantes para conservação da Mata Atlântica.

A relação entre a biomassa de raízes finas e a serrapilheira foi investigada no divisor e no fundo do vale, em duas áreas de floresta secundária no Maciço da Pedra Branca (OLIVEIRA *et al.*, não publicado). Observou-se uma produção de serrapilheira bem maior no divisor de drenagem (média de 8.670 kg/ha) em relação ao fundo de vale (5870 kg/ha), contrariando as expectativas. Não foi observada uma estacionalidade bem definida em relação a produção de serrapilheira, tampouco uma relação entre a biomassa de raízes finas e a fertilidade de solo. Os resultados sugerem que a recomposição do sistema radicular se deu de forma análoga nos dois sítios geomorfológicos estudados, independentemente da biomassa de serrapilheira estocada e da fertilidade do solo.

FIRME *et al.* (2001) avaliaram a influência da profundidade do solo na estrutura e composição floresta ombrófila densa, no Maciço da Pedra Branca, em uma área de encostas íngremes, com declividade média de 40°, a 250 m de altitude, em uma área com solos oligotróficos rasos (46 cm). A avaliação da profundidade dos solos foi feita usando-se uma sonda de ferro de ½” e 120cm de comprimento, medindo-se subjacente a montante e a jusante do caule de cada árvore com DAP > 5 cm, dentro de um raio de 1m. Não foi encontrada uma clara relação entre o tamanho das árvores (DAP e altura) e a profundidade dos solos.

SOLÓRZANO (2006) buscou compreender os efeitos, na estrutura e composição, de uma plantação de banana e de outra submetida no passado a produção de carvão, no Parque Estadual de Pedra Branca. Os resultados encontrados sugeriram que existe uma influência da história de uso do solo na regeneração da floresta, estabelecendo estratégias de ocupação e colonização distintas, que se expressam na estrutura da comunidade.

## **1.2. Orientação da vertente como fator determinante na composição de espécies**

Entre os fatores que potencialmente influenciam a riqueza de espécies arbóreas, estão os parâmetros relacionados ao relevo e sua heterogeneidade. Os aspectos do relevo controlam a exposição à luz solar e da umidade interceptado pela vegetação (SILVA, 2008). Dentre os

fatores do relevo, a orientação das encostas é um fator relativamente pouco estudado mas que pode exercer bastante influência na composição de espécies.

ARAGÃO (1961) cita que uma encosta com 60° de declividade, voltada para o quadrante norte, na latitude do Rio de Janeiro, recebe uma quantidade de calor três vezes maior que uma encosta de igual declividade voltada para o Sul. Como conseqüência, encostas com maior irradiação tem temperaturas mais elevadas e maiores taxas de evapotranspiração com conseqüente redução no teor de umidade do solo (SPURR & BARNES 1973), além de mudanças nas características químicas do solo e na composição da vegetação. A declividade também pode acelerar ou atenuar os efeitos da irradiação sobre a vegetação, influenciando a perda de nutrientes do solo pela erosão (FURLEY 1976).

Outro fator, que se associa a esta variação na energia solar é a proximidade do mar e a ocorrência de chuvas orográficas, fazendo com que ventos carregados de umidade vindos do mar (sudoeste, sul e sudeste) sejam responsáveis por níveis diferenciados de precipitação e de umidade nas encostas Norte e sul (OLIVEIRA *et al.* 1995).

OLIVEIRA *et al.* (1995) com o objetivo de avaliar o significado ecológico da orientação de encostas no Morro da Boa Vista (716 m.s.m), no Maciço da Tijuca, e encontraram diferenças em relação à distribuição das espécies nas vertentes, além de variações significativas em à temperatura do ar e a umidade da serrapilheira. A isto atribuiu-se a maior susceptibilidade a incêndios florestais do lado Norte e, à conjunção deste fator com as taxas mais elevadas de deposição de poluentes, a progressiva destruição da cobertura florestal da encosta norte.

PAIXÃO (1993) avaliando a dinâmica da vegetação na mesma localidade encontrou um maior índice de mortalidade na vertente Norte em relação a vertente sul (7,9%), além de variações significativas na composição do banco de plântulas.

DURIGAN *et al.* (2008) analisaram as relações de similaridade florística em 21 fragmentos florestais e uma Reserva Florestal contínua no Planalto de Ibiúna (SP), (municípios de Cotia e Ibiúna), a cerca de 50 km a oeste da cidade de São Paulo, SP. Foram encontradas evidências na variação da composição das espécies em diferentes vertentes, com ocorrência preferencial na face norte de espécies comuns do cerradão e de floresta estacional semidecidual, e nos sítios situados na face sul prevaleceram espécies características da floresta ombrófila densa. Os autores sugeriam que as características ecotonais da vegetação estiveram atreladas à modificação relativamente abrupta nas características do clima que são observadas num gradiente SE-NW.

O presente trabalho se insere como parte do grupo de pesquisa da PUC-Rio cuja linha de pesquisa investiga a funcionalidade ecológica da Mata Atlântica e a História da Paisagem no Maciço da Pedra Branca, e tem como objetivo geral avaliar a composição florística e a estrutura do estrato arbóreo e arbustivo em diferentes áreas da floresta submontana da bacia do Camorim, no maciço da Pedra Branca, testando a hipótese de que diferenças na orientação da face da encosta acarretam alterações na composição e estrutura da comunidade.

Os objetivos específicos do estudo são:

- Caracterizar o padrão de distribuição diamétrica da população nas áreas estudadas.
- Caracterizar a fase de sucessão ecológica de cada trecho de vegetação estudado;
- Comparar a diversidade florística e a estrutura da vegetação em áreas com diferença na orientação da vertente.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

A fitossociologia é um ramo da ecologia vegetal que realiza o diagnóstico quali-quantitativo das formações vegetais (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). A realização dos estudos fitossociológico pode ser motivada por uma série de razões, dentre as quais pode-se citar historicamente: medidas profiláticas em saúde pública, estabelecimentos de modelos de vetor-hospedeiros nas epidemias, avaliação do potencial econômico da florestal, levantamento de floras e associações indicadoras de ambientes peculiares, desenvolvimento de métodos de levantamento a até simplesmente o conhecimento da composição e a estrutura de trechos da floresta (MARTINS, 1989). Atualmente, informações sobre florística, fitossociologia e da biomassa de uma floresta são bastante úteis para se definir políticas de conservação, para embasar projetos de recuperação de áreas degradadas, produção de sementes e mudas, identificação de espécies ameaçadas, avaliação de impactos, licenciamento ambiental, determinação de endemismos, localização de espécies para prospecção química (BRITO *et al.*, 2007). Qualquer estratégia para conservar a diversidade biológica exige uma quantificação das espécies existentes, assim como a forma que elas estão distribuídas (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

A realização do censo de todos os indivíduos de uma comunidade é raramente praticável, uma vez que demandaria um tempo muito longo e seria de custo elevado. Devido

ao alto custo e tempo necessário, a realização do censo só se justifica para avaliações de populações pequenas, de grande importância econômica, ou em trabalhos de pesquisa científica cujos resultados exigem o conhecimento de toda a área.

Nesse contexto, os métodos de amostragem<sup>1</sup> passam a ganhar grande importância, ao constituírem uma forma significativa de se obter estimativas precisas e eficientes de diferentes parâmetros populacionais (FARIAS *et al.*, 2002). A amostragem consiste em avaliar uma porção da população para obter estimativas representativas da mesma (HUSCH *et al.*, 1982). No caso de inventários florestais, onde muitas vezes se enfoca uma única espécie, o objetivo da amostragem é fazer inferências corretas sobre a população, as quais são evidenciadas, se a parte selecionada ou população amostral constitui-se de uma representação verdadeira da população objeto (LOETSCH *et al.*, 1973).

Em estudos fitossociológicos, o universo em questão é a comunidade vegetal. E um dos problemas da amostragem ainda é a polêmica que envolve a sua conceituação. Até hoje, são inúmeras os conceitos propostos, e ainda há dúvidas se a comunidade vegetal pode ser considerada como uma unidade discreta e integrada (WILSON, 1991).

## **2.1 Histórico do estudo de comunidades vegetais**

As primeiras tentativas de se realizar uma descrição sistemática da vegetação foram feitas pelo alemão Von Humboldt, em 1806, que aplicou de forma pioneira o termo “associação”, referindo-se a plantas de uma comunidade e classificou a vegetação em diferentes formas de crescimento (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Em seguida, Grisebach reconheceu os grupos de plantas como unidades de estudo, aplicando o termo “formação” para um grupo de plantas com fisionomia característica, e classificando a vegetação do mundo em categorias relacionadas ao macroclima. A “formação” passou a ser o conceito predominante para classificação de comunidades, tendo uso amplamente difundido entre geógrafos e ecólogos (WHITTAKER, 1962).

São reconhecidas cinco principais linhas de pensamento na chamada “linha florística”:

1) escola de Zurique-Montpellier (sul da Europa); 2) escola de Uppsala (norte da Europa); 3)

---

<sup>1</sup> 1 A teoria da amostragem, aplicada às florestas tropicais, surgiu no século XIX no Sudeste Asiático. No Brasil, estes métodos foram introduzidos principalmente pelos técnicos da FAO através da formação dos primeiros engenheiros florestais a partir de 1964 e da primeira quantificação dos recursos florestais na Amazônia brasileira, e sul do país, em fins de 1958 e início de 1960 (Ambiente Florestal, 2010).

escola da Rússia (de Ramenski e Sukatschew); 4) escola da Inglaterra (de Tansley) e 5) escola americana (de Clements e Gleason). Atribui-se às três primeiras uma abordagem mais estática, enquanto as escolas inglesa e americana basearam-se no dinamismo da vegetação (WHITTAKER, 1962).

#### ***Escola de Zurique-Montpellier (sul da Europa)***

A classificação sistemática das comunidades vegetais recebeu novo impulso em 1928 pelo botânico suíço Josias Braun-Blanquet<sup>2</sup> (1884-1980), que criou um sistema de fitossociologia, muito aceito pelos pesquisadores de todo o mundo e que influenciou por décadas o desenvolvimento do estudo da ciência vegetal na Europa, sendo principalmente entre os pesquisadores da escola de Zurique-Montpellier (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). A hierarquia das unidades sistemáticas se assemelhou ao sistema de Lineu proposto para a taxonomia vegetal, utilizando como critério, exclusivamente a florística. Apesar de ter sido muito utilizado, o sistema começou a sofrer críticas quando o método foi testado em outras regiões fora do sul da Europa, pois espécies consideradas características e fiéis a uma determinada associação frequentemente também ocorriam fora destas. O sistema também foi criticado por ser subjetivo e sem preocupações estatísticas.

#### ***Escola de Uppsala (norte da Europa)***

A escola de Uppsala de sociologia de plantas tinha características de utilizar parcelas menores (quadrats) para análise quantitativa da vegetação. A uniformidade entre associações (definida com base na fisionomia e na composição florística) era avaliada com base na estrutura. Estas unidades menores e numerosas eram pois definidas sem a referência das espécies características (*character-species*), sendo diferente das associações de Braun-Blanquet (*apud* WHITTAKER, 1962).

A associação foi considerada como unidade fundamental e concreta, e era caracterizada principalmente em função das espécies constantes, ou seja, aquelas que ocorriam em mais de 90% das amostras (quadrats). Logo surgiu a idéia da área mínima a ser amostrada, relacionada à riqueza de espécies e ao tamanho das plantas individuais.

---

<sup>2</sup> Braun-Blanquet - método utilizado por exemplo para a estimativa de ervas marinhas e para estudo da composição de plantas de outras espécies. Identifica-se todas as espécies representadas em uma parcela específica, atribuindo a cada uma um código com base em sua contribuição à área total. Um exemplo dos códigos de Braun-Blanquet é: 0: espécie ausente, 1: Espécies <5% do total, 2: 5-10% do total; 3: 10-25% do total; 4: 25-50% do total; 5: 50-90% do total; 6: espécies > 90% do total.

Du Reitz (*apud* WHITTAKER, 1962), representante desta escola, definiu associação como uma complexa combinação de espécies que ocorrem com uma frequência especial na natureza e possuem um núcleo comum de espécies (constantes). Ambas as escolas concordavam na ênfase da classificação e conceituação das associações como unidades fundamentais da ciência de comunidade vegetais. Entretanto, a associação em si possuía diferentes conceituações por ambas as escolas e eram tratadas como diferentes unidades. Ambas as escolas podiam até concordar na perspectiva classificatória destas comunidades, mas discordavam de todo detalhe da aplicação desta classificação.

O enorme número de amostras nos estudos da escola de Uppsala, com mais de centenas de quadrats espalhados em uma determinada área, foi alvo de muita crítica pelos fitossociologistas e ecólogos. O conceito de área mínima foi alvo de muita discussão por parte de GOODALL (1952) e pouca concordância. O uso da constância como critério também foi muito criticada. Em um desenvolvimento posterior da Escola de Uppsala, maior ênfase foi dada aos tipos de comunidades e gradualmente substituíram o conceito de espécies constantes pelas espécies dominantes.

Tabela 1. Diferenças entre as escolas do norte e do sul da Europa no início do século quanto à abordagem no estudo de comunidades vegetais (modificado WHITTAKER, 1962).

<b>Escola de Uppsala</b>	<b>Escola de Braun-Blanquet</b>
Associações pequenas ou microassociações	associações grandes ou macroassociações
Espécies constantes	Espécies características ( <i>character species</i> )
Ênfase na fisionomia e na estrutura	Ênfase na composição florística
Uso do quadrat	-
Ênfase em dados quantitativos	consideram as <i>character species</i> como suficientes para classificação da comunidade
Fisionomia	Hierarquia florística

#### ***Escola da Rússia (de Ramenski e Sukatschew)***

A escola da Rússia foi bastante influenciada pelo desenvolvimento de estudos de ciência do solo. Paczoski (*apud* WHITTAKER, 1962) foi o primeiro que aplicou o termo formação a comunidades de plantas e introduziu o estudo da dinâmica da vegetação na tradição russa. Keller lançou as idéias de mosaico vegetal e de conjuntos ecológicos (*ecological series*), que foram posteriormente desenvolvidas por outros estudiosos da escola

de Uppsala. Keller (*apud* WHITTAKER, 1962) desenvolveu o conceito de tipos de comunidades ao longo de destes conjuntos ecológicos. Para ele as associações deviam ser vistas apenas como abstrações arbitrárias e artificiais de uma cadeia ininterrupta de fenômenos naturais, devendo ser valorizado o que ele chamava de conjuntos ecológicos (*ecological series*). Posteriormente, Alechin, líder da Escola de Moscou no seu estudo de vegetação de estepe agrupou comunidades em associações complexas e conjuntos de associações (*association-series*) ao longo de um gradiente ambiental e sucessional. Ele concordou com Du Reitz, representante da Escola de Uppsala, sobre a definição de associação através das espécies constantes e pela fisionomia, valorizando a composição florística. Katz (*apud* WHITTAKER, 1962) rejeitou a idéia do habitat, da composição total de espécies, de espécies constantes e de espécies características para classificação de associações. Para isso, ele considerou apenas as espécies dominantes do estrato, se assemelhando muito, em termos da definição da associação, à Escola de Uppsala. Generalizações sobre a Escola Russa são difíceis, e grande parte da sua literatura por muito foi inacessível devido à barreira da língua (WHITTAKER, 1962).

#### ***Escola americana (de Clements e Gleason)***

As críticas em relação ao sistema de classificação proposto por Braun-Blanquet e que prevaleceram na Europa nas primeiras décadas do século XIX partiram principalmente de ecólogos americanos e ingleses, tais como Clements e Tansley, que não aceitaram este novo sistema, pois apesar de também utilizarem como critério a florística, utilizavam como base de classificação das comunidades as espécies dominantes ou os grupos de espécies dominantes (WHITTAKER, 1962). Estes pesquisadores representavam o pensamento das escolas inglesa e americana, cuja ênfase maior no estudo das comunidades era dada pela dinâmica vegetacional, inicialmente desenvolvida por Cowles em 1899.

Estas duas abordagens conceituais – fitossociologistas e os ecólogos - dominaram o estudo de comunidades vegetais até 1950. A primeira, proposta por Braun-Blanquet, que predominou na Europa continental, comparava associação a uma unidade de vegetação que poderia ser classificada de forma semelhante a uma espécie. E a segunda visão, proposta por CLEMENTS (1916), que predominou na América do Norte e na Inglaterra, defendia a idéia do clímax e comparava a comunidade ao um super organismo.

Frederic Edward Clements (1874-1945) foi fortemente influenciado pelo idealismo germânico transmitido por Drude a partir da filosofia de Kant e Goethe e da biogeografia de

Humboldt e Grisebach (PILLAR, 2002). Foi um seguidor das teorias de Cowles, quem primeiro abordou a sucessão no estudo da vegetação de dunas no Lago do Michigan em 1899.

Clements, em sua monografia sobre sucessão vegetal (1916), afirmava que a sucessão é um conjunto de comunidades (seres) que se sucede ao longo do tempo até atingir um estado de estabilidade denominado clímax, o qual só seria alterado por algum fator externo. Segundo sua concepção, cada sere cria condição favorável para o estabelecimento de outra sere (sucessão facilitadora), até se atingir o clímax de forma semelhante ao desenvolvimento de uma entidade orgânica, que nasce, cresce, amadurece e morre (o conceito do superorganismo); e ainda, numa mesma região climática, as comunidades tenderiam a um mesmo tipo de clímax (monoclímax). As idéias de Clements foram dominantes na ecologia vegetal na América do Norte até a década de 1970, embora alguns pontos de vista tenham sido bastante criticados, dentre os quais se destaca a idéia do monoclímax e a comparação da comunidade a um superorganismo (GLEASON, 1926).

*‘Pode-se afirmar que estabilização é uma tendência universal para toda vegetação exposta a um clima dominante, e o clímax é caracterizado pelo alto nível de estabilização.’ (Clements, 1936)*

Importante dissidente do sistema clemensiano, Henry Allan Gleason (1882-1975), botânico americano da escola de Chicago, teve mais influência de Warming, cuja ênfase era dada à planta individual, sendo crítico da idéia de se buscar relações causais relacionadas a unidades mais amplas, como as formações. Gleason julgava equivocada toda e qualquer tentativa de delimitação e classificação das associações e defendia que a extraordinária variabilidade das comunidades vegetais interferia seriamente na sua definição como unidade, sendo difícil encontrar dois locais com o mesmo ambiente e duas espécies com demandas ambientais iguais. Para ele a vegetação é resultante de processos semelhantes, como migração e ambiente de seleção, forças estas que atuam independentemente de outras espécies ou de outras associações, exceto com relação aos imigrantes que possam porventura estar vindo de outra associação.

De acordo com GLEASON (1926), as comunidades vegetais seriam o resultado casual da sobreposição da distribuição de espécies com tolerâncias ambientais semelhantes, enfatizando a importância da aleatoriedade dos processos sucessionais “as plantas vão aonde conseguem ir e onde as condições lhes forem favoráveis”. Esta idéia ficou conhecida entre os ecólogos, como o conceito "individualista" da associação vegetal, na qual não se concordava

com a idéia de se buscar relações causais relacionadas a unidades mais amplas, como as formações vegetais. Sua teoria foi muito criticada e negligenciada até 1950. Posteriormente WHITTAKER (1967) e BRAY & CURTIS (1957) reafirmaram suas idéias, e o modelo das "espécies-individualistas" tornaram-se predominantes em ecologia de comunidades até os dias atuais.

### ***Escola da Inglaterra (de Tansley)***

O botânico inglês Arthur George Tansley (1871 – 1955), um dos fundadores da Escola Britânica definia as associações pelas espécies dominantes, e ficou mais conhecido por ter sido o primeiro a utilizar o termo Ecossistema<sup>3</sup>. Nas suas primeiras publicações, TANSLEY (1913) considerava que o habitat deveria ser reconhecido como a base de qualquer classificação natural da vegetação. No seu maior trabalho TANSLEY (1939) descreveu a formação de plantas como uma unidade da vegetação formada pelo habitat e expressa por distintas formas de vida. A formação seria composta por associações, cada qual com diferentes espécies dominantes, e espécies subordinadas. Apesar de utilizar amplamente as idéias de Clements, Tansley discordava da idéia de que a mudança na vegetação teria que necessariamente convergir para o mesmo tipo de clímax. De maneira geral, a contribuição da escola britânica para o debate técnico de uso de terminologias na classificação de comunidades, foi pequena. A tendência da Escola Britânica foi de simplificar o estudo das comunidades, e poucos ecólogos ingleses fizeram uso de terminologias complexas e hierárquicas, tais como proposto por Braun-Blanquet ou Clements (WHITTAKER, 1962).

Alexander Stuart Watt (1892-1985) iniciou seu trabalho *Pattern and process in the plant community* (WATT, 1947) com críticas à falta de aplicação dos conceitos teóricos do estudo da dinâmica das comunidades. De acordo com ele 'já tem 50 anos que o estudo da ecologia foi iniciado com a introdução do conceito de dinâmica, e apesar da imensa contribuição literária, poucas atentam para a aplicação destes princípios para elucidação da comunidade vegetal em si e para formulação de leis para manutenção ou regeneração destas comunidades'. O autor afirmou que trabalhos de estatística têm se multiplicado com objetivo de aplicação, mas que a aplicação destas leis matemáticas só é viável quando uma afirmação aceitável da qualidade das relações entre os componentes das comunidades for apresentada. Com o objetivo de buscar evidências para mostrar a relação dinâmica entre manchas de vegetação o autor analisou sete comunidades através de estudos comparativos, e registrou

---

<sup>3</sup> Tansley (1935) utilizou o termo ecossistema para designar unidades básicas da natureza – unidades em que as plantas, os animais e os fatores do habitat como solo e clima interagem como um sistema.

mudanças na dinâmica das plantas. Demonstrou com seus estudos que a sequência de fases que se sucedem no tempo respeitam uma ordem e a relação espacial entre as fases pode ser interpretada em termos de sua relação temporal. Tendo como pressuposto a uniformidade do solo e dos fatores climáticos, o autor identificou um estado de equilíbrio latente nestas comunidades, mas que muitas vezes pode ser de difícil identificação, dadas as constantes perturbações sofridas. O autor valorizou a relação entre as diferentes espécies, mencionando que estas relações constituem um vínculo na manutenção da integridade da comunidade vegetal. Foi a partir deste trabalho de Watt, que surgiu o conceito da comunidade vegetal como sendo um mosaico de diferentes fases do estágio do ciclo de vida das espécies dominantes, com efeitos sobre as espécies correlacionadas.

ODUM (1969) defende um alto grau de organização das comunidades, cujo desenvolvimento é direcional e previsível. Que a sucessão culmina em um ecossistema estabilizado, com máximo de biomassa, com manutenção das funções simbióticas entre os organismos devido ao fluxo de energia. E que a estratégia implícita no processo de sucessão natural numa escala pequena é semelhante à estratégia observada no desenvolvimento evolutivo da biosfera, numa escala maior, conhecido como homeostase.

MARGALEF (1963) segue a idéia da sucessão como um processo de desenvolvimento da comunidade, e a partir daí propôs a caracterização de estágios maduros e imaturos do ecossistema. MARGALEF (1963) e ODUM (1969) retomaram a visão mais integrada, ou holística, na ecologia, reforçando a idéia de Clements sobre o superorganismo. Estes autores postularam que a sucessão se dirige de um ecossistema simples para um ecossistema complexo, constituído de diversos níveis tróficos e grande diversidade de espécies e formas vitais. Ambos teorizam que as mudanças sucessionais são resultado principalmente das relações e interações dentro da comunidade, ao passo que as influências externas, tais como distúrbio de grande escala, a variação do clima, da imigração e de novas espécies ou são relegados a papéis menores ou são considerados como uma constante (GLENN-LEWIN *et al.*, 1992).

De acordo com CONNELL & SLATYER (1977), os estudos de sucessão tem se restringido às comunidades vegetais, envolvendo as interações das plantas com o ambiente, planta-planta e planta com microorganismos. O foco de atenção destas abordagens tem sido os recursos das plantas, e a interação biológica de maior importância tem sido a competição. Logo, o desenvolvimento da teoria de estrutura de comunidades tem se baseado na competição. Como resultado, a revisão crítica mais recente da sucessão tem sido o estresse físico das plantas e a competição por recursos como o mecanismo principal na orientação da

sucessão. Estes autores, sintetizando os preceitos teóricos da sucessão, propõem três modelos alternativos considerando o efeito que as espécies de um grupo sucessional potencialmente podem desempenhar sobre ao estabelecimento de outras espécies na comunidade: modelo de facilitação, modelo de tolerância e modelo de inibição.

## 2.2 A visão contemporânea no estudo das comunidades vegetais

A partir da década de 70 os estudos das comunidades vegetais buscaram compreender as causas de mudanças na vegetação e assumiram um paradigma de não equilíbrio frente às condições do ambiente, uma visão distinta daquela proposta inicialmente por Clements (GLENN-LEWIN *et al.*, 1992).

Passou a haver uma valorização crescente da necessidade de informações específicas do local sobre os mecanismos, ou causas próximas, que estariam afetando a mudança na vegetação. E a partir da metade da década de 1970, duas grandes tendências conceituais dominavam a pesquisa sobre comunidades vegetais (GLENN-LEWIN *et al.*, 1992):

- um afastamento das explicações holístico dos fenômenos da sucessão no sentido reducionista e de abordagens mecanicistas enfatizando causas imediatas da mudança da vegetação;
- uma mudança de paradigmas no sentido de equilíbrio não-equilíbrio.

Na visão contemporânea da dinâmica da vegetação prevalece uma perspectiva reducionista, onde dá-se ênfase a interações competitivas e histórias de vida, mas do que procura-se por propriedades emergentes da comunidade (GLENN-LEWIN *et al.*, 1992). A idéia aceita atualmente é que a vegetação se desenvolve para associações mais estáveis e se mantém graças ao seu equilíbrio dinâmico (WHITMORE, 1991).

Autores como WIENS (1984) e PICKETT & WHITE (1985) enfatizam a importância de ciclos relativamente frequentes de distúrbios e consideram a mudança contínua da vegetação como a normalidade. Estes autores ponderam que o distúrbio funciona nas mais variadas escalas temporais e espaciais, sendo que frequência, intensidade e amplitude são suas características mais relevantes (PICKETT & WHITE, 1985). Ainda segundo estes autores, ele se apresenta normalmente de forma heterogênea (*patchy*) e proporciona o aparecimento de espaços abertos (*gaps*) nas comunidades vegetais (PICKETT & WHITE, 1985). Segundo

estes autores, o distúrbio e a sucessão estão essencialmente ligados. O distúrbio conduz a um aumento nos recursos a partir dos quais os indivíduos sobreviventes aceleram o seu crescimento e abrem espaços na comunidade, criando condições para o nascimento e a colonização de novos indivíduos.

Com a evolução dos estudos sobre a dinâmica da floresta, a idéia de uma floresta clímax estática foi abandonada em favor daquela que entende que a floresta primária é formada por uma população vegetal em contínua mutação e evolução, por meio dos processos de regeneração que se desenvolvem sob condições naturais favorecidas, por exemplo, pela abertura de clareiras (BAZZAZ, 1991).

As clareiras naturais são consideradas as principais responsáveis pela regeneração de florestas tropicais e parecem contribuir para a diversidade florística das mesmas (BROKAW, 1982; DENSLOW & HARTSHORN, 1994). Isto está relacionado às condições ambientais especiais que as mesmas apresentam, principalmente no que diz respeito à maior intensidade luminosa (BROKAW, 1982). Segundo BROKAW (1982), as grandes clareiras são responsáveis pela permanência das espécies tipicamente pioneiras, heliófitas, no interior das florestas, ampliando sua diversidade florística.

Existem algumas divergências quanto à conceituação da clareira, sendo que uma baseia-se na abertura no dossel, enquanto a outra na abertura ao nível do solo. Para BROKAW (1982): *“A clareira é uma abertura no dossel que se estende verticalmente para o solo, através de todos os níveis da vegetação, devendo ser definida a uma altura média de 2 metros acima do solo”*. Já para RUNKLE (1981): *“A clareira é uma área do solo, sob a abertura do dossel, delimitada pelas bases das árvores de dossel que circundam a abertura do mesmo”*.

Estudando clareiras quanto à abertura no dossel e quanto à abertura ao nível do chão, van der MEER *et al.* (1994) concluíram que a definição de Runkle era a melhor para se trabalhar. Seus resultados mostraram que as clareiras medidas a partir da abertura no dossel eram sempre menores do que as medidas ao nível do solo, já que as copas das árvores que compõem a borda quase sempre se projetam para dentro da abertura da clareira.

### 2.3 A contribuição da Ecologia Histórica e da História Ambiental no estudo das comunidades vegetais

Em uma parte considerável, os estudos anteriores têm como paradigma de base ou premissa uma determinada visão de paisagem que considera, em grande parte, as transformações antrópicas como algo pontual, não integrantes do processo da dinâmica própria dos ambientes florestados. Esta visão vem sendo revista por numerosas contribuições da Ecologia Histórica e da História Ambiental, que buscam e levam em consideração processos co-evolutivos do homem com o ambiente e que se dão em numerosas escalas de tempo e de lugar. O estudo da História Ambiental, feito com o ferramental metodológico da História, da Ecologia e da Geografia, representa uma alternativa para a análise integrada dos ecossistemas, que abarca tanto a sua dimensão humana (a história das populações que com ele interagiram), como seus atributos físicos e biológicos (sua composição, estrutura e funcionalidade).

A ocupação humana na Floresta Atlântica data de milhares de anos. No Estado do Rio de Janeiro foi encontrada uma datação de  $2.920 \pm 70$  anos BP de carvão utilizado em uma urna funerária tupi-guarani (SCHELL-YBERT *et al.* 2008). No entanto, na linha de costa referente ao domínio da Mata Atlântica, a ocupação humana por habitantes dos sambaquis recua a 6.500 anos BP (GASPAR 2000). Assim, um longo histórico de transformação de suas condições ambientais é resultante da forma com que suas populações - sejam elas compostas de sambaquieiros, de índios, de miscigenados, de imigrantes ou de afro-descendentes - interagiram e interagem com o ambiente. Desta forma, a Mata Atlântica, tal como a conhecemos hoje, pode ser interpretada como um documento histórico que potencialmente evidencia e descreve – em numerosos de seus atributos – a resultante da interação de seres humanos com o ecossistema (OLIVEIRA 2008). Muitos trabalhos vêm demonstrando que florestas tidas como primárias podem ter sido intensamente manejadas pelo homem no passado, direta ou indiretamente (ADAMS, 1994; GARCÍA-MONTIEL & SCATENA, 1994), podendo a atual configuração estrutural ser atribuída em parte a estes usos pretéritos (GARCÍA-MONTIEL, 2002). Os solos são o componente do ecossistema com a “memória” mais longa de distúrbios, mas a fauna e a flora igualmente refletem por longo tempo depois de passados os impactos humanos (BÜRGI & GIMMI 2007). De forma cumulativa, estes legados vêm apresentando crescentes impactos globais nas funções ecológicas dos ecossistemas (FÜHRER 2000).

Outro aspecto que não deve ser esquecido no estudo da sucessão ecológica é a dimensão simbólica ou não material da paisagem. Dado o uso anterior de parte significativa do bioma da Mata Atlântica por populações tradicionais, aspectos culturais frequentemente estão impressos na paisagem, condicionando e direcionando em parte a sucessão ecológica (OLIVEIRA 2005). Neste particular, um conceito bastante útil é o da chamada espécie-chave cultural, uma metáfora do conceito ecológico de espécie-chave. Estas constituem espécies “cujo impacto na sua comunidade ou ecossistema é grande e de forma desproporcional em relação à sua abundância” (POWER *et al.* 1996). As figueiras centenárias da Mata Atlântica constituem um caso exemplar deste tipo de componente das paisagens constituídas por florestas secundárias utilizadas preteritamente por populações tradicionais. Preservadas do corte por ocasião da derrubada para implantação de suas roças (por motivos religiosos), estas passam a assumir a condição de verdadeiros marcos culturais podendo alterar de forma significativa os rumos da sucessão ecológica, pois constituem uma reserva de alimento relevante para a fauna dispersora de propágulos (SVORC, 2007). Usos diferenciados podem gerar distintas manifestações florísticas e vegetacionais em um mesmo horizonte de tempo sucessional. No Maciço da Pedra Branca (RJ), SOLÓRZANO (2006) comparou duas áreas com 50 anos de abandono onde uma delas teve como último uso o plantio de banana e outra a exploração do carvão. A análise feita nas duas áreas para a densidade de indivíduos, como parâmetro de comparação, demonstrou diferença significativa entre as mesmas; porém, quando utilizada a área basal como parâmetro, tal diferença não foi observada, nem tampouco quando observada a riqueza de espécies e os índices de diversidade.

OLIVEIRA (2002) estudou trechos de florestas na Ilha Grande (RJ) utilizados para cultivos de subsistência de populações caiçaras abandonados por 5, 25 e 50 anos, tendo como referência uma área clímax. Foram encontradas diferenças significativas em relação ao número de espécies e área basal nas áreas, entretanto ao contrário do que seria de se esperar, o conjunto das espécies secundárias iniciais ocupou um papel de maior destaque na área de 50 anos do que na de 25 anos e as secundárias tardias apresentam maior relevância na área de 25 anos do que na área de 50 anos. O autor questionou até que ponto as quatro áreas de estudo podem ser consideradas etapas de um previsível gradiente sucessional. Considerando a lenta dinâmica de recuperação das áreas de estudos de 25 anos e 50 anos em parâmetros ligados à composição, aceitou-se a definição clímax antrópico ou antropogênico proposto por SASTRE (1982), que caracteriza áreas onde a evolução das formações secundárias em relação à sua estrutura e florística torna-se muito lenta após o término da intervenção do homem sobre o meio. O autor acredita que a atividade agrícola dos caiçaras (e dos grupamentos indígenas que

os precederam) deixou marcas na estrutura e composição da vegetação da paisagem florestada.

CASTILHOS (2002) teve como objetivo testar o efeito que o uso do solo por pastagem (bovinos, ovinos e eqüinos) causou na determinação de trajetórias na dinâmica da vegetação. Foi analisada a dinâmica da sucessão em tratamentos incluindo áreas de pastagem e sem pastagem, adubadas e não adubadas. Nas áreas adubadas houve aplicação de NPK foi consecutiva durante três anos. Os resultados demonstraram que nas áreas de pastagem, independente da adubação, houve convergência significativa nas trajetórias. Comparando as áreas de pastagem com as áreas sem pastagem a trajetória das comunidades foi oposta, após três anos de avaliação. Maior riqueza florística foi encontrada nas áreas de pastagem e adubadas. Com o passar do tempo houve uma diminuição do efeito da adubação sobre a composição florística tanto nas áreas de pastagem quanto nas sem pastagem. Os resultados demonstraram que o fator determinante na sucessão vegetal foi a pastagem, independente das melhorias em relação às condições do solo.

## **2.4 A visão do determinismo ambiental**

Uma outra linha de estudo dominante no estudo da vegetação aborda a influência do ambiente ou das variáveis abióticas na sua variação. Nesta visão, aceita-se que a composição da vegetação é determinada por seu habitat – “a vegetação é a melhor medida do ambiente” (GREIG-SMITH, 1979). As modificações ocorridas numa comunidade são causadas por alterações das condições abióticas e bióticas, decorrentes de atividades dos próprios componentes da comunidade, ou devido a fatores externos, com conseqüências na probabilidade de estabelecimento e sobrevivência de cada espécie (NAPPO, 1999).

O uso de critérios ambientais na caracterização de comunidades de plantas há muito já vem sendo estudada, sendo os primeiros estudos aqueles desenvolvidos por Warming<sup>4</sup>, que

---

4 Johannes Eugenius Bülow Warming (1841-1924), mais conhecido como Eugenius Warming foi um botânico dinamarquês, viveu no Brasil entre 1863 e 1866, quando trabalhou como secretário particular do naturalista dinamarquês Peter Wilhelm Lund (1801-1880) em Lagoa Santa (Minas Gerais). Durante sua estadia brasileira, Warming realizou o primeiro levantamento do cerrado da região, o que rendeu nas décadas seguintes uma obra gigantesca intitulada *Symbolae ad floram Brasiliae centralis cognoscendam* (1867-1893). Sua única obra em português é *Lagoa Santa*, que foi publicada em 1908 pela Imprensa Oficial de Minas Gerais. Essa versão em português, há muito esgotada, foi posteriormente sucedida por edições mais recentes.

em 1895 publicou um trabalho sobre “ecological plant geography” e por Drude, em 1896 (MUELLER-DUMBOIS & ELLENBERG, 1974). A precipitação e a temperatura são os principais fatores que determinam a distribuição das formações vegetais do mundo. As diversas classificações da vegetação brasileira já propostas tem se baseado em características fisionômicas, fitogeográficas ou fitoclimáticas nas suas definições (RIZZINI, 1963; IBGE, 1992; VELOSO *et al.*, 1991). GENTRY (1988) reconheceu que a riqueza florística da região neotropical está diretamente relacionada com a precipitação anual absoluta, sendo essa relação todavia mais complexa em alguns casos, quando outros fatores abióticos exercem sua influência.

A hipótese de que a variação ambiental é um fator importante no controle da distribuição das espécies é conhecida como hipótese do determinismo ambiental, que tem como pilares a hipótese da heterogeneidade ambiental (SIMPSON, 1949; MACARTHUR & WILSON, 1967) e a teoria de diferenciação de nichos (GAUSSE, 1936). A hipótese de heterogeneidade ambiental afirma que habitats estruturalmente mais complexos levam a um aumento na diversidade de espécies na paisagem e a teoria de diferenciação de nichos (GAUSSE, 1936) atribui a ‘procura’ por habitats diferentes pelas espécies como uma estratégia de evitar competição e evitar a exclusão competitiva. Estas hipóteses têm sido utilizadas para explicar a distribuição da diversidade biológica em estudos sucessionais de ambientes alterados, gradientes latitudinais e altitudinais, entre outros (SHIMABUKURO, 2004)<sup>5</sup>.

Existem evidências de um controle rigoroso da variação da composição dos habitats numa ampla escala de variáveis ambientais. Padrões em uma pequena escala mostram uma clara relação com a heterogeneidade ambiental. O clima, por exemplo, é considerado um dos principais fatores, atuando na composição florística em níveis regionais (RICKLEFS, 1996; LEDRU 1993). Em escalas locais, a altitude, profundidade e composição química do solo, topografia, microambientes, entre outros, têm sido apontados como importantes na seleção e no estabelecimento das espécies (PAGANO & LEITÃO FILHO 1987; RODRIGUES *et al.* 1989).

---

<sup>5</sup> Outras hipóteses que contradizem a hipótese de heterogeneidade de nichos são, a teoria neutra da biodiversidade (HUBBELL, 2001), que considera que a distribuição de espécies é resultante de processos demográficos estocásticos e que estes processos estão limitados a habilidade de dispersão das espécies que criam padrões espaciais autocorrelacionados, que mantém a beta diversidade; e a hipótese da distribuição homogênea, que defende que as espécies têm um grande alcance geográfico e uma pequena especificidade de habitat, ao contrário do que é amplamente encontrado na literatura (PITMAN *et al.* 1999; RICKLEFS, 1996; PITMAN *et al.* 2001).

Estudos realizados nas florestas tropicais de todo o mundo já demonstraram que a distribuição de espécies arbóreas é altamente influenciada por variações do substrato, regime especial de águas subterrâneas, propriedades químicas texturais do solo (NEWBERY *et al.* 1986, TER STEEGE *et al.* 1993, CLARK *et al.* 1998 BOTREL *et al.* , 2002). Além destes, parâmetros relacionados ao relevo, à declividade do terreno (FURLEY 1976) e a orientação da encosta (SPURR & BARNES 1973) também são citados como potencialmente promotores da variação da distribuição da riqueza de espécies arbóreas.

De acordo com GREIG-SMITH (1979), padrões em larga escala são mais bem documentados e podem ser geralmente correlacionados com diferenças bióticas ou ambientais. Já com a redução da escalas se torna mais difícil identificar as diferenças ambientais correlacionadas.

Existem diversos métodos para abordagem da relação da vegetação com os aspectos físicos do ambiente. A utilização desses métodos florístico-comparativos tem sido bastante utilizados no Brasil e permitem estabelecer a identidade fitogeográfica de uma certa comunidade florestal ao confrontar suas semelhanças e diferenças de composição com as de florestas de outras regiões, identificando quais são as espécies mais importantes nessas comparações e quais são os possíveis fatores determinantes dessas variações (MEIRA-NETO & MARTINS, 2002). Outros estudos consistem basicamente na determinação dos habitats preferenciais das espécies em termos de propriedades de solo e ambiente de luz para o estabelecimento e crescimento. Entretanto, muitos destes trabalhos têm sido realizados de forma dedutiva e não indutiva.

### **3 – MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1 Caracterização da área de estudo**

O presente estudo foi desenvolvido nos arredores da bacia do rio Camorim, situado no Maciço da Pedra Branca, zona oeste da região metropolitana do município do Rio de Janeiro – RJ.

O clima é do tipo tropical úmido, sem estação seca, megatérmico, do tipo Af, de acordo com o sistema de Köppen. A precipitação média anual é de 1.187 mm, com variações sazonais sendo os meses de julho a outubro os mais secos com precipitação média entre 880 e 970 mm. A temperatura média anual é de 26° C (OLIVEIRA *et al.*, 1980; SMAC, 2000).

Predominam nas altas encostas da Bacia do Camorim latossolos associados a cambissolos (OLIVEIRA, 2005). No Maciço da Pedra Branca ocorrem rochas cristalinas e cristalofilianas, granitos e principalmente o gnaisse facoidal, entrecortados por rochas básicas, como o diabásio (GALVÃO, 1957). A bacia do rio Camorim possui nas partes mais baixas o gnaisse melanocrático e nas partes mais elevadas granitos de diversos tipos (OLIVEIRA, 2005). A rede hidrográfica da Pedra Branca possuiu oito bacias e 53 microbacias (VENTURA & FERREIRA, 2009).

A área estudada é coberta pela Floresta Ombrófila Densa Montana e Submontana (VELOSO, 1991). A região possui vegetação em estágio inicial, estágio médio, estágio avançado e floresta madura, classificada segundo interpretação visual de imagens de satélite Ikonos, tendo como referência a Resolução nº 06 de 04/05/1994 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) (CINTRA *et al.*, 2007).

#### **3.2 Histórico da área de estudo**

O Maciço da Pedra Branca apresenta um histórico de intensa ocupação humana, principalmente a partir do século XVII com a presença de inúmeros engenhos de cana, intensificando-se no final do século XIX com a presença de sítios de carvoeiros (OLIVEIRA *et al.*, 2009). Após a abolição da escravidão e até a primeira metade do século XX, a cana-de-açúcar deu lugar a pequenas lavouras e plantação de banana e cítricos, assim como à exploração da lenha e carvão vegetal para o abastecimento da cidade do Rio de Janeiro em constante expansão (ENGEMANN *et al.*, 2005). Registros da extração de carvão foram encontrados em grande número no Maciço da Pedra Branca, na vertente sul. Nesta

região são perceptíveis até hoje manchas de solo de aproximadamente 100 m<sup>2</sup> com altas concentrações de carvão, que lhes confere coloração negra, resultantes da utilização de balões de carvão para a queima da madeira retirada das matas do seu entorno (SOLÓRZANO *et al.*, 2005).

A partir do século XX, com o arrendamento da terra, e a posterior venda em pequenos lotes, novos usos se deram às encostas do Maciço. As atividades agrícolas desta região foram dominadas pela fruticultura, principalmente bananais e a citricultura, intercalados com a produção de pequena escala de lavoura branca como chuchu, milho, aipim, batata doce, jiló, maxixe e abóbora (NOGUEIRA 1956; GALVÃO 1957). Estas atividades ocorreram de forma integrada, ocupando os locais mais apropriados. Nas vertentes voltadas para o quadrante norte predominava a citricultura, mais adaptada a ambiente seco e ensolarado. Nas vertentes mais úmidas e sombreadas do quadrante sul predominava a banana.

Através de relatos da população local, acredita-se que o corte das florestas do Maciço da Pedra Branca perdurou até as décadas de 40 e 50, quando a lenha e carvão foram substituídos pelo gás na cidade do Rio de Janeiro. Outras marcas humanas encontradas no interior das florestas secundárias do Maciço são árvores frutíferas exóticas, assim como vestígios de antigas moradias.

As primeiras iniciativas de proteção do maciço da Pedra Branca estão ligadas a preservação dos recursos hídricos da região que abasteciam a cidade desde o século XIX. A primeira medida legal voltada para a conservação da região foi a transformação de várias áreas do maciço em Florestas Protetoras da União, a partir de 1941, visando justamente assegurar os mananciais que abasteciam e ainda abastecem a cidade. A derrubada de matas para a fabricação do carvão, prática amplamente realizada no maciço, também foi proibida nesta época (FERNANDEZ, 2009).

O processo de criação do Parque Estadual da Pedra Branca foi iniciado em abril de 1963, pelo Decreto 1634, que declarou a área de utilidade pública para fins de desapropriação. O Parque Estadual da Pedra Branca foi criado em 1974 (Lei n<sup>o</sup> 2377/74), e compreende todas as encostas do Maciço da Pedra Branca localizadas acima da cota altimétrica de 100 m. Estende-se por 12.500 hectares, abrangendo 17 bairros da Zona Oeste, Baixada de Jacarepaguá e Guaratiba, no município do Rio de Janeiro. No Parque está localizado o pico culminante do município do Rio de Janeiro, o Pico da Pedra Branca, com 1.024 m. O maciço é o maior remanescente de Mata Atlântica do município do Rio de Janeiro, totalizando cerca de 13% de toda cobertura original (42.940 Km<sup>2</sup>) da Mata Atlântica fluminense (ABREU,

2005). O levantamento da situação fundiária do Parque indica que cerca de 70% da sua área são públicas devolutas e 30% são áreas privadas (SATHLER, 2009).

Com as restrições impostas pela criação do Parque, a utilização agrícola da terra, a exploração econômica da encosta do maciço da Pedra Branca migrou das roças de subsistência para os bananais. As queimadas foram eliminadas e o cultivo da banana assumiu um caráter semiclandestino, baseando a sua exploração mais no extrativismo do que no manejo da cultura. Por não utilizar o fogo, esta forma de exploração se adaptou melhor às restrições sobre o uso da terra impostas pela nova Lei. Estes mantiveram-se em vastas áreas, tendo os agricultores remanescentes, desta forma, se adaptado à nova ordem ambiental. Com isso, a lavoura feita no sistema de derrubada-pousio foi praticamente extinta na vertente sul do maciço, e com o tempo a sucessão ecológica promoveu a cicatrização dessas clareiras. Atualmente os bananais recobrem até altitudes superiores a 400 m.

Atualmente, um dos problemas ambientais mais recorrentes tem sido o fogo e as construções irregulares, associados ao problema de despejo de esgoto, lixo doméstico e corte de vegetação. A ocupação irregular de baixa renda no interior e nas áreas do entorno tem se ampliado, já tendo sido identificadas 16 favelas dentro das áreas do limite do Parque, estando 7 distribuídas na vertente norte, 6 na leste e 3 na oeste. Foi constatada uma redução de área de floresta de 64,56% para 46,52%, e aumento de áreas antropizadas de 19,13% para 28,48%, no período de 1984-2001 (CONCEIÇÃO *et al.*, 2009).

Com relação ao processo de gestão do PEPB, o Plano de Manejo ainda não foi elaborado e a criação do Conselho Consultivo é recente (Portaria IEF/RJ/PR/ nº 16 de julho de 2005). Somente em 2007 o Instituto Estadual de Florestas (atualmente INEA) iniciou o processo de reestruturação do conselho existente, por intermédio do Programa de Fortalecimento de Conselhos de Unidade de Conservação, cujo objetivo foi compor o Conselho de forma participativa, buscando o engajamento e comprometimento de cada parceiro com o processo de gestão da Unidade de Conservação (AYRES *et al.*, 2009).

### **3.3 Critério de seleção das áreas de estudo**

Para o estudo da vegetação foi realizada amostragem preferencial, com seleção de dez áreas (1.000 m<sup>2</sup> por área) de floresta ombrófila densa submontana, dentro das sub-bacias hidrográficas do Guerengue, Passarinhos, Camorim e Zona dos Canais, na porção meridional do Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ (Figura 1). As áreas amostradas estão

localizadas em vertentes norte e sul, próximas e opostas, com objetivo de comparar a vegetação mais próxima sob influência de condições ambientais distintas. Optou-se por escolher vertentes opostas com altitudes semelhantes, em estágio sucessional intermediário, avaliando-se visualmente pelo grau de cobertura das copas, presença de diferentes estratos arbóreos. Optou-se pelas áreas mais sombreadas e com menor quantidade de trepadeiras e clareiras, sem que isso acarreta-se em um distanciamento excessivo da área da vertente oposta. Exceção foi feita quando alguma barreira tal como paredões de pedra interrompiam a passagem para vertente oposta (caso de A1-A2 e A3-A4) ou quando grande parte da vertente oposta apresentava-se com características de estágios iniciais de sucessão, não sobrando áreas mais maduras e sombreadas (caso da A7).

Com base nestes critérios, foram escolhidas dez áreas, cinco na vertente norte e cinco na vertente sul, próximo a linha divisória das sub-bacias, com distância entre vertentes opostas variando de 100 a 400 m. (Figura 1). Todas as áreas voltadas para vertente norte receberam números ímpares (A1, A3, A5, A7 e A9) e as voltadas para vertente sul receberam números pares (A2, A4, A6, A8, A10).

Estas áreas podem ser divididas em cinco “pares”: o par A1-A2, refere-se às vertente norte e sul, situadas no divisor entre a bacia do Camorim e a Zona dos Canais, em altitudes de 80 e 110 m, respectivamente, com distância entre si de 400 m. O acesso a A1 é feito pelo Colégio Sto Agostinho em Vargem Grande e a A2 é feita através da Estrada dos Bandeiras.

O par A3-A4 refere-se às vertentes norte e sul, da sub-bacia do Guerengue, em altitudes de 160-180 m, cujo acesso é realizado pela Colônia Juliano Moreira, por trilhas de 1 h 30 min. Nestas áreas, é marcante a presença de blocos rochosos e proximidade com cursos de água, com inúmeras micro-bacias e declividades variando de 40 a 80%. A vertente norte é área de ocorrência de pau-brasil, com vegetação associada a esta espécie bem característica, conforme relato de pesquisadores do JBRJ (Ribeiro, comunicação oral).

O par A5-A6 estão situadas a 160 m e 180 m de altitude, nas vertentes norte e sul, posicionadas acima da área do Projac (Rede Globo), com declividades variando de 30 a 40%. Esta área está bem próxima a malha urbana, sendo próxima de um aceiro mantido pela Rede Globo na divisória entre as sub-bacias Passarinho e Guerengue. Tem registro de incêndios recentes, principalmente na A5.

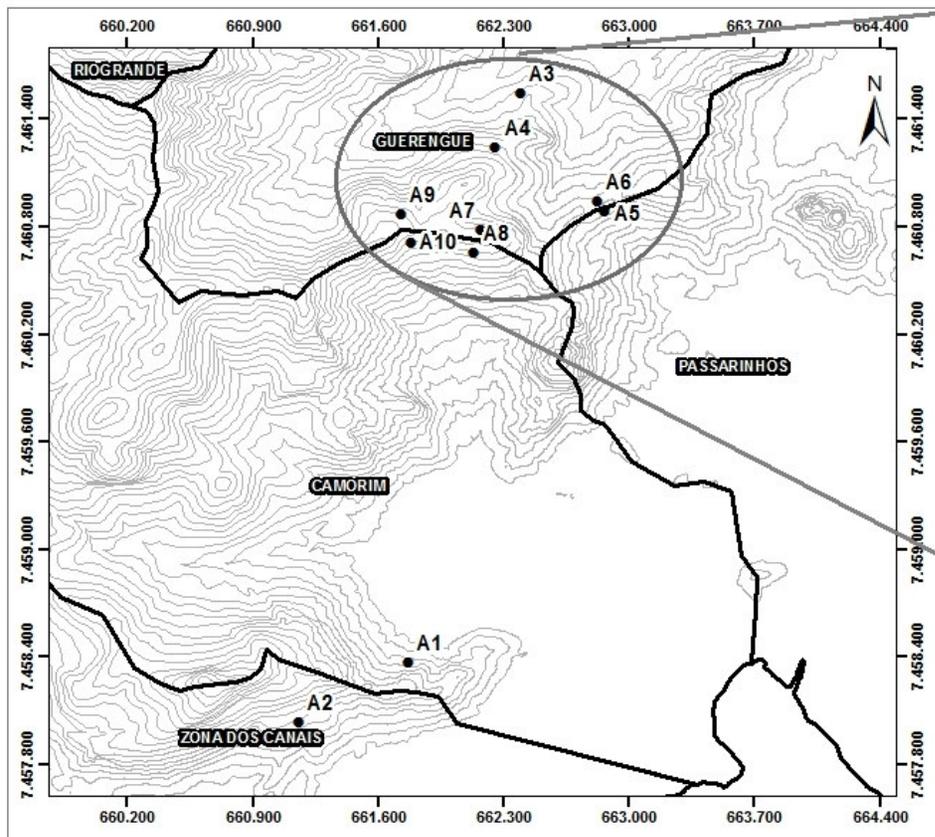
O par A7-A8 estão localizadas próximo ao divisor da sub-bacia do Guerengue com a sub-bacia do Camorim, em altitude de 400 m. A8 está situada posicionada na vertente sul-sudoeste, nos arredores de um balão de carvão (antigas carvoarias, possivelmente do início do século XX). Enquanto que A7 está posicionado na vertente oposta, a cerca de 150 m de

distância. Estas são áreas de difícil acesso, com aproximadamente 2 horas de caminhada e distante do perímetro urbano.

Por fim, A9-A10 estão próximas a A7-A8, sendo que numa altitude mais elevada (450 m) da sub-bacia do Guerengue. A área 10, situa-se na vertente sul, nos arredores de outra carvoaria abandonada, a cerca de 100 m da A9, localizada na vertente norte, em área com declividade de até 80% (Tabela 2). Das dez áreas de estudo, apenas A1 e A2 estão localizadas fora do limite do Parque Estadual da Pedra Branca. Para realização do trabalho foi concedida pelo INEA Autorização para Pesquisa Científica nº 023/2008.

Tabela 2. Características gerais das dez áreas de estudo nos arredores da bacia do Camorim, Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro (RJ).

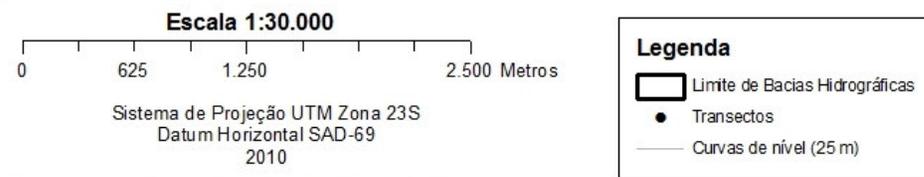
<b>Áreas</b>	<b>Vertente</b>	<b>Referência</b>	<b>Área amostral (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Latitude UTM</b>	<b>Longitude UTM</b>	<b>Altitude</b>	<b>Declivid. média</b>
<b>A1</b>	Norte	Colégio Santo Agostinho	1.000	661768	7458374	80 m	30%
<b>A2</b>	Sul	Colégio Santo Agostinho	1000	661157	7458036	110 m	60%
<b>A3</b>	Norte	Colônia Juliano Moreira	1.000	662395	7461549	160 m	80%
<b>A4</b>	Sul	Colônia Juliano Moreira	1.000	662254	7461246	180 m	40%
<b>A5</b>	Norte	Projac	800	662866	7460888	160 m	30%
<b>A6</b>	Sul	Projac	1.000	662825	7460943	180 m	40%
<b>A7</b>	Norte	1º balão carvão	1.000	662176	7460783	400 m	60%
<b>A8</b>	Sul	1º balão carvão	1.000	662262	7460731	420 m	40%
<b>A9</b>	Norte	2º balão carvão	1.000	661729	7460873	450 m	80%
<b>A10</b>	Sudoeste	2º balão carvão	900	0661769	7460788	470 m	30 %



Pontos plotados sobre imagem do Google Earth.



Fonte: Instituto Pereira Passos, 1999 e IBGE, 2007.



Mapa produzido por Danielle Pereira Cintra (LabGIS/NIMA/PUC-Rio)

**Figura 1.** Localização das dez áreas de estudo, nas proximidades da bacia do Camorim, Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ.

### 3.4 Análise florística e fitossociológica

O levantamento florístico e fitossociológico foi efetuado utilizando o método de parcelas 10 m x 10 m, com critério de inclusão de todas as árvores com circunferência a altura do peito (CAP)  $\geq 15,0$  cm. Exceção ocorreu na A1, onde foram alocados 10 parcelas de 20 x 5 m, seguindo orientação da curva de nível. A opção do transect ao invés de parcelas nesta área ocorreu devido à alta frequência de pedras. As parcelas foram alocadas ao longo da curva de nível, com distância entre si de aproximadamente 10 m. Foram demarcadas em cada área 10 parcelas de 10 m x 10 m (1.000 m<sup>2</sup>), com exceção da A5 e da A10, onde foram feitas 8 e 9 parcelas, respectivamente. A área total amostrada no estudo foi de 9.700 m<sup>2</sup>, sendo 4950 m<sup>2</sup> em áreas de encostas com orientação da vertente para o sul/sudoeste e 4750 m<sup>2</sup> com orientação para o norte.

O material botânico, fértil ou não, foi coletado, etiquetado, identificado, herborizado e está sendo depositado no herbário da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (RBR). Para cada árvore foram medidos altura e perímetro à altura do peito (PAP). Todo material coletado e não identificado foi comparado morfológicamente entre si e separado em morfoespécie. Foram montados catálogos de plantas para auxiliar a comparação. A classificação das espécies em famílias seguiu o sistema do Angiosperm Phylogeny Group (APG, 1998).

Cerca de 31 indivíduos, equivalente a 2% do total de indivíduos amostrados no trabalho, não foram coletados, devido a ausência de folhas ou a outros impeditivos (altura, coberto por lianas). Estes indivíduos foram agrupados em uma única classe (não coletados), de maneira a não promover a superestimativa da diversidade da área.

A diversidade específica foi determinada utilizando o Índice de Diversidade Shannon-Wiener ( $H'$ ) e o Índice de Equabilidade de Pielou ( $J'$ ) (BROWER & ZAR 1984). Para cada área foram calculados os valores totais de abundância, densidade, riqueza, área basal, Índice de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e Índice de Equabilidade de Pielou ( $J'$ ). A similaridade entre as áreas foi realizada pelo Índice de Sorensen (MÜLLER-DOMBOIS & ELLENBERGER, 1974).

- Índice de Equabilidade de Pielou ( $J'$ )

$$J' = \frac{H'}{H_{max}} \quad \text{onde,} \quad H' = \text{índice de diversidade de Shannon;} \\ H_{max} = \ln(S).$$

- Índice de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ):

$$H = - \sum (ni/N) \log (ni/N) \text{ ou } - \sum pi \log pi$$

onde,  $ni$  = valor de importância de cada espécie;  
 $N$  = total dos valores de importância;  
 $pi$  = probabilidade de importância de cada espécie =  $ni/N$

A análise fitossociológica do estrato arbóreo e arbustivo foi realizada através do Programa FITOPAC (SHEPHERD, 1994). Os principais parâmetros fitossociológicos obtidos foram:

- *Densidade Absoluta (DeAb)* – número total de indivíduos do táxon ( $ni$ ) encontrados na área amostral ( $A$ ) de 1 hectare. ( $DeAb = n_i \times 1 \text{ ha}/A$ )
- *Densidade Relativa (DeRel)* – proporção do número de indivíduos de um determinado táxon ( $ni$ ) em relação ao número total de indivíduos de todos os táxons ( $N$ ) encontradas numa determinada área de 1 hectare ( $DeRel = (ni/ha / N/ha) \times 100$ ).
- *Dominância Absoluta (DoAb)*: é a área basal total, em  $m^2$ , que o táxon  $i$  ocupa na amostra, por unidade de área ( $ha$ ), calculada pela somatória da área basal de todos os indivíduos do táxon  $i$  ( $\sum AB_i$ ) em 1 hectare. ( $DoAb = \sum AB_i / ha$ ).
- *Dominância Relativa (DoRel)*: é a área basal total que todos os indivíduos de um determinado táxon ( $AB_i$ ) ocupam, dividido pelo somatório da área basal do número total de indivíduos amostrados ( $AB_i$ ), e expressa em porcentagem. Em outras palavras, representa a contribuição da biomassa de um determinado táxon em relação ao total da biomassa analisada. ( $DoRel = (AB_i / \sum AB_i) \times 100$ )
- *Frequência Absoluta (Fabs)* - calculada como a relação, em porcentagem, entre o número de parcelas onde o taxon  $i$  ocorre ( $np_i$ ), e o número total de parcelas do estudo ( $NP$ ) ( $Fabs = (np_i / NP) \times 100$ ).
- *Frequência Relativa (Frel)* – é a relação entre o valor da frequência absoluta de um determinado taxon  $i$  ( $Fab_i$ ) sobre a soma das frequências absolutas de todas as espécies encontradas na área ( $Fab_i$ ), em porcentagem ( $Frel = Fab_i / \sum Fab_i \times 100$ ).
- *Índice de Valor de Cobertura (IVC)*: é o somatório dos parâmetros relativos de densidade e dominância de um determinado taxon  $i$  e expressa a contribuição do táxon na cobertura vegetal daquela área. ( $IVC = DeRel_i + DoRel_i$ )

- *Índice de Valor de Importância (IVI)*: é o somatório dos parâmetros relativos de densidade, frequência e dominância do táxon *i*. Este parâmetro ordena as espécies hierarquicamente de acordo com sua importância na comunidade ( $IVI = DeRel_i + FrRel_i + DoRel_i$ )

Para cada espécie foi pesquisada informação na bibliografia sobre porte, tipo de dispersão (anemocoria, zoocórica, autocória e barocórica) e grupo sucessional. Para este último foi utilizada a classificação de GANDOLFI *et al.* (1995) que distingue três grupos sucessionais: pioneira, secundária inicial e secundária tardia.

A classificação quanto ao status de conservação das espécies foi feita tendo como base nas listas de espécies ameaçadas do IBAMA (1992), IUCN (2008) e MMA (2008), SMAC (1997).

A dez áreas de estudo do trabalho foram comparadas entre si a partir de uma matriz de dados binários (presença/ausência) das espécies, comparadas através do índice de similaridade do Coeficiente de Similaridade de Sorensen, pelo método de agrupamento UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean). Todas as análises foram realizadas com o programa FITOPAC (SHEPHERD 1996). A mesma análise foi utilizada para comparar os resultados totais de florística da área com outros nove trabalhos de florística realizados em floresta ombrófila, no Estado do Rio de Janeiro.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em uma área de 9.700 m<sup>2</sup>, foram amostrados 1.508 indivíduos arbustivos e/ou arbóreos (96,08% vivos e 4,05% mortos), pertencentes a 324 espécies, 154 gêneros e 52 famílias (Tabela 3). Deste total, ainda permanece sem identificação (morfoespécies), cerca de 85 espécies, sendo destas 52 foram classificadas em família e 33 permanecem desconhecidas.

A ameaça de extinção de espécies levou à criação de várias listas vermelhas que indicam o status de conservação das espécies em escala global, regional ou local. Uma nova lista vermelha da flora brasileira, elaborada por quase 300 pesquisadores em conjunto com a Biodiversitas, MMA, entre diversas outras instituições mostrou que o número de espécies de plantas ameaçadas de extinção no Brasil é de 1.537, mais de dez vezes acima do que o número da lista oficial, divulgada em 1992, de 107 espécies. De acordo com a nova lista, mais de 80% das espécies de plantas ameaçadas estão na mata atlântica (45,59%) e no cerrado (35,25%), o que confirma a posição desses dois biomas como os mais ameaçados do País (BIODIVERSITAS, 2010).

De acordo com a Lista da Flora Brasileira Ameaçada de extinção produzida pelo IBAMA (1992), IUCN (2008), MMA (2008) e SMAC (1997), as espécies ameaçadas encontradas na Pedra Branca foram: *Astrocaryum aculeatissimum*, *Astronium fraxinifolium*, *Campomanesia laurifolia*, *Chrysophyllum flexuosum*, *Couratari pyramidata*, *Eugenia microcarpa*, *E. prasina*, *Euterpe edulis*, *Joannesia princeps*, *Micropholis crassipedicellata*, *Myrceugenia myrcioides*, *Myrocarpus frondosus*, *Naucleopsis oblongifolia*, *Plinia ilhensis*, *Rudgea macrophylla*, *Trichilia casaretti*, *T. lepidota*, *Urbanodendron verrucosum*, *U. bahiense*, *Virola oleifera*, conforme indicação na Tabela 3.

Algumas indicações não traduzem a realidade do Estado do Rio de Janeiro, como por exemplo a Lista da Flora Ameaçada de Extinção de Ocorrência no Brasil da IUCN (2008) que indica como ameaçadas as espécies *A. aculeatissimum*, *J. princeps* e *C. flexuosum*. Estas espécies podem ser encontradas em alta densidade na própria Pedra Branca conforme este trabalho irá mostrar para as três espécies, ou conforme já demonstrado para a espécie *C. flexuosum* por SOLÓRZANO (2006). E em outras florestas do Estado do Rio de Janeiro existem registros de populações numerosas de *A. aculeatissimum* em Silva Jardim (BORÉM & OLIVEIRA FILHO, 2002), e em Cachoeiras de Macacu (KURTZ & ARAUJO, 2000). Cabe ressaltar que ainda não há ainda uma lista específica de espécies ameaçadas para o estado do Rio de Janeiro, apenas para o município do Rio de Janeiro.

Tabela 3. Relação de espécies, gêneros e famílias encontrados em 97 parcelas de 10 x 10 (9700 m<sup>2</sup>) na porção meridional do Maciço da Pedra Branca, com os respectivas informações de porte, dispersão e grupo ecológico. LEGENDA: Arv-Árvore; Arb – Arbusto; Ane-Anemocórica; Zoo-Zoocórica; Auto-Autocórica; Baro-Barocórica; GE-Grupo Ecológico: PI-Pioneira; SI-Secundária Inicial; ST-Secundária Tardia; indt. - espécie indeterminada; (-) informação desconhecida. <sup>1</sup> Espécie ameaçada de extinção de acordo com MMA (2008); <sup>2</sup> Espécie ameaçada de extinção de acordo com a Lista da Flora Ameaçada de Extinção de Ocorrência no Brasil (IUCN, 2008). <sup>3</sup> Espécie ameaçada de acordo com a Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção do IBAMA (1992); <sup>4</sup> Espécie ameaçada de extinção no município do Rio de Janeiro, de acordo com Biodiversitas (2005); <sup>5</sup> Espécie ameaçada de extinção de acordo com Lista Oficial das Espécies da Flora e Fauna Ameaçadas de Extinção na Cidade do Rio de Janeiro (SMAC, 1997).

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
<b>ACHARIACEAE</b>													
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A.Gray	Arv	Zoo	ST	X							X		
<b>ANACARDIACEAE</b>													
<i>Astronium fraxinifolium</i> Sch. ex Spreng. <sup>3</sup>	Arv	Ane	ST	X									
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Arv	Ane	ST		X						X		
<i>Astronium</i> sp.	Arv	Ane	ST	X	X								
<i>Spondias mombim</i> L.	Arv	Zoo/Aut	SI		X								
<i>Spondias</i> sp.	Arv	Zoo/Aut	SI		X								
<b>ANNONACEAE</b>													
<i>Annona cacans</i> Warm.	Arv	Zoo	SI	X				X		X			
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	Arv	Zoo	SI						X			X	
<i>Annona</i> sp.3	Arv	Zoo	SI			X							
Annonaceae sp.1	Arv	Zoo	-			X			X				
<i>Guateria</i> sp.1	Arv	Zoo	ST				X				X	X	
<i>Guateria</i> sp.2	Arv	Zoo	ST				X			X			
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil	Arv	Zoo	ST								X		
indt. 126	-	-	-										
indt. 492	-	-	-				X						
<i>Xylopia</i> sp.	Arv	Zoo	SI				X						
<b>APOCYNACEAE</b>													
<i>Aspidosperma</i> sp.	Arv	Ane	SI										
<i>Geissospermum laeve</i> (Vell.) Miers.	Arv	Zoo	SI		X							X	X

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
indt. 563												X	
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	Arv	Zoo	PI	X	X				X				X
ARECACEAE													
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret <sup>2</sup>	Arv	Zoo	SI				X	X	X	X	X	X	X
<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret	Arv	Zoo	SI										X
<i>Attalea sp.</i>	Arv	Zoo	SI									X	
<i>Euterpe edulis</i> Mart. <sup>1 4 5</sup>	Arv	Zoo	ST							X	X	X	X
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	Arv	Zoo	ST										X
<i>Syagrus oleraceae</i> (Mart.) Becc	Arv	Zoo	SI							X			
ASTERACEAE													
indt. 560	-	-	-									X	
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	Arv	Ane	PI							X			
BIGNONIACEAE													
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Arv	Ane	PI									X	
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) Schum.	Arv	Ane	SI		X					X			
<i>Tabebuia sp.</i>	Arv	Ane	SI			X				X			X
BORAGINACEAE													
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Arv	Zoo	SI									X	
<i>Cordia sp.</i>										X		X	
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	Arv	Ane	SI		X								
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud	Arv	Ane	SI	X	X		X		X		X	X	
BURSERACEAE													
<i>Protium sp.1</i>	Arv	Zoo	ST										X
<i>Protium sp.2</i>	Arv	Zoo	ST	X									
<i>Protium sp.3</i>	Arv	Zoo	ST								X		
<i>Protium warmingianum</i> Marchand	Arv	Zoo	ST				X						
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	Arv	Zoo	ST			X					X	X	X
CANNABACEAE													
<i>Trema micrantha</i> (L.)	Arv	Zoo	PI							X	X		
CELASTRACEAE													
<i>Maytenus ardisiaefolia</i> Reiss.	Arv	Zoo	ST					X					

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
<i>Maytenus brasiliensis</i> Mart.	Arv	Zoo	ST						X				
<i>Maytenus cestrifolia</i> Reiss.	Arv	Zoo	ST									X	
Maytenus sp.2	Arv	Zoo	-							X			
CHRYSOBALANACEAE													
<i>Hirtella</i> sp.	Arb	Zoo	SI					X					
indt. 171													X
<i>Licania kunthiana</i> Hook	Arb	Zoo	ST								X		
CLUSIACEAE													
indt. 68								X		X	X		
<i>Rheedia brasiliensis</i> (Mart.) Planch. & Triana	Arv	Zoo	ST			X				X			
<i>Tovomita leucantha</i> (Schltdl.) Planch. & Triana	Arv	Zoo	PI				X	X	X	X		X	X
COMBRETACEAE													
<i>Terminalia januariensis</i> DC	Arv	Ane	ST										X
DICHAPETALACEAE													
<i>Stephanopodium blanchetianum</i> Baill.	Arv	Zoo	ST					X			X		X
ELAEOCARPACEAE													
<i>Sloanea garckeana</i> K.Schum.	Arv	Auto	ST								X		X
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Arv	Auto	ST				X						X
ERYTHROXYLACEAE													
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A. St.-Hil	Arv	Zoo	SI	X	X				X			X	
<i>Erythroxylum</i> sp.	Arv	Zoo	SI						X				
EUPHORBIACEAE													
<i>Actinostemon communis</i> (Müll.Arg.)	Arb	Auto	ST			X				X	X		
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	Arb	Auto	ST					X					
<i>Alchornea iricurana</i> Casar.	Arv	Zoo	SI									X	
<i>Critoniopsis stellata</i> (Spreng.) H.Rob.	-	-	-		X								
<i>Croton</i> sp.	Arv	Ane	PI							X			
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Arv	Ane	PI						X				
Euphorbiaceae sp.1	-	-	-										X
Euphorbiaceae sp.2	-	-	-										X
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Arv	Zoo	PI				X						

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
indt. 275	-	-	-								X		
indt. 475	-	-	-				X						
indt. 534	-	-	-									X	
indt. 569	-	-	-									X	
indt. 666	-	-	-							X			
<i>Joannesia princeps</i> Vell. <sup>2</sup>	Arv	Zoo	PI			X	X	X	X				
<i>Pachystroma longifolium</i> (Ness) I.M. Johns	Arv	Zoo	ST	X									X
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax.	Arv	Zoo	PI								X		X
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	Arv	Ane	ST			X	X	X			X	X	X
<i>Tetrorchidium rubrinervium</i> Poepp. & Endl.	Arv	Zoo	SI				X			X			X
FABACEAE													
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott <sup>5</sup>	Arv	Ane	SI			X		X	X		X		
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Arv	Ane	SI	X									
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) JF Macbr	Arv	Zoo	PI										X
<i>Apuleia leiocarpa</i> Vog. Macbr. <sup>5</sup>	Arv	Baro	SI	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Centrolobium</i> sp.	Arv	Baro	ST										X
<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne <sup>5</sup>	Arv	Zoo	ST								X		
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vahl) Britton	Arv	Zoo	SI							X			
<i>Hymenae courbaril</i> L.	Arv	Zoo	ST								X		
<i>Inga</i> sp.	Arv	Zoo	SI									X	
<i>Lonchocarpus virgilioides</i> (Vogel) Benth	Arv	Zoo	SI			X							
<i>Machaerium firmum</i> (Vell.) Benth	Arv	Ane	SI					X					
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Arv	Ane	PI		X								
<i>Machaerium incorruptibile</i> (Vell.) Benth	Arv	Ane	ST		X			X	X				
<i>Machaerium pedicellatum</i> Vog. <sup>5</sup>	Arv	Ane	PI			X			X	X			
<i>Myrocarpus frondosus</i> Fr. Allemao <sup>2</sup>	Arv	Ane	ST	X									X
<i>Peltogyne discolor</i> Vogel	Arv	Ane	SI			X							
<i>Peltogyne</i> sp.	Arv	Ane	SI							X			
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr	Arv	Ane	PI	X	X		X		X	X	X		X
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth	Arv	Ane	PI	X	X								
<i>Platycyamus regnellii</i> Tul.	Arv	Zoo	SI								X		

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC) G.P. Lewis & M.P.													
Lima	Arv	Ane	SI	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudopiptadenia inaequalis</i> (Benth.) Rauchert	Arv	Ane	ST						X				
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Arv	Ane	SI		X			X					X
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Arv	Ane	SI	X									
<i>Senna multijuga</i> Rich. I. & B.	Arv	Ane	PI	X						X			
<i>Swartzia simplex</i> var. <i>grandiflora</i> (Raddi) R.S. Cowan	Arv	Zoo	ST			X		X	X		X	X	
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng	Arv	Ane	ST			X							X
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev <sup>5</sup>	Arv	Zoo	ST				X		X				
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel.	Arv	Zoo	ST							X		X	
HYPOCRATEACEAE													
indt. 472	-	-	-				X						
INDETERMINADA													
indt. 212	-	-	-				X				X		
indt. 133	-	-	-						X				
indt. 169	-	-	-										X
indt. 212	-	-	-										X
indt. 228	-	-	-								X		
indt. 245	-	-	-								X		
indt. 288	-	-	-										
indt. 378	-	-	-					X					
indt. 383	-	-	-					X					
indt. 403	-	-	-				X						
indt. 405	-	-	-				X						
indt. 409	-	-	-										
indt. 436	-	-	-										
indt. 537	-	-	-									X	
indt. 546	-	-	-										
indt. 583	-	-	-									X	
indt. 60	-	-	-	X									
LAMIACEAE													

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Arv	Ane	PI	X						X	X		
<b>LAURACEAE</b>													
<i>Aiouea saligna</i> Meisn	Arv	Zoo	ST								X		X
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	Arv	Zoo	SI				X		X		X	X	X
<i>Beilschmiedia</i> sp.	Arv	Zoo	ST								X		
<i>Cryptocarya mochata</i> Nees	Arv	Zoo	ST				X				X	X	X
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	Arv	Zoo	ST				X				X		X
indt. 111	Arv	Zoo	-						X				
indt. 424	Arv	Zoo	-										
indt. 564	Arv	Zoo	-									X	
indt. 631	Arv	Zoo	-							X			
indt. 632	Arv	Zoo	-							X			
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm	Arv	Zoo	ST				X	X					
<i>Nectandra membranacea</i> (Spreng.) Hasller	Arv	Zoo	SI						X	X			
<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees	Arv	Zoo	ST										X
<i>Nectandra</i> sp.	Arv	Zoo	ST								X		
<i>Ocotea aniboides</i> Mez	Arv	Zoo	ST				X						
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez.	Arv	Zoo	SI									X	
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	Arv	Zoo	ST			X							
<i>Ocotea elegans</i> Mez	Arv	Zoo	ST					X		X	X	X	
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	Arv	Zoo	ST	X									
<i>Ocotea schottii</i> (Meisn.) Mez	Arv	Zoo	ST						X				
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Arv	Zoo	ST									X	
<i>Ocotea</i> sp.1	Arv	Zoo	-									X	
<i>Ocotea</i> sp.2	Arv	Zoo	-					X					
<i>Ocotea</i> sp.3	Arv	Zoo	-			X							
<i>Ocotea</i> sp.4	Arv	Zoo	-								X		
<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	Arv	Zoo	ST										
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	Arv	Zoo	ST								X	X	X
<i>Urbanodendron</i> aff. <i>bahiense</i> (Meisn) Rohwer <sup>4 5</sup>	Arv	Zoo	ST								X	X	X
<i>Urbanodendron verrucosum</i> (Nees) Mez. <sup>2 5</sup>	Arv	Zoo	ST				X	X					

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
<b>LECYTHIDACEAE</b>													
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Arv	Ane	ST				X				X		X
<i>Cariniana sp.</i>	Arv	Ane	ST										X
<i>Couratari pyramidata</i> (Vell.) R. Knuth <sup>2</sup>	Arv	Auto	ST	X								X	
<i>Lecythis pisonis</i> Camb.	Arv	Zoo	ST							X		X	
<b>MALVACEAE</b>													
<i>Chorisia speciosa</i> St. Hill	Arv	Ane	ST					X	X				
<i>Guazuma crinita</i> (Mart.)	Arv	Ane	SI	X									
<i>Luehea divaricata</i> Mart	Arv	Ane	PI									X	
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	Arv	Ane	SI		X								
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir	Arv	Zoo	ST										X
<b>MELASTOMATACEAE</b>													
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naud.	Arv	Zoo	PI							X	X	X	
<i>Miconia sp.</i>	Arv	Zoo	PI		X								
<i>Miconia tristis</i> Spring.	Arb	Zoo	PI								X		
<b>MELIACEAE</b>													
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Arv	Zoo	PI		X						X		X
<i>Cedrela sp.</i>	Arv	Ane	SI		X								
<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer.	Arv	Zoo	ST	X	X		X						
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Arv	Zoo	ST										X
indt. 556	-	-	-		X								
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC. <sup>2</sup>	Arv	Zoo	ST		X		X		X	X	X		
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Arv	Zoo	ST		X								
<i>Trichilia lepidota</i> Mart. <sup>2</sup>	Arv	Zoo	ST				X		X			X	
<i>Trichilia sp.1</i>	Arv	Zoo	ST	X									
<i>Trichilia sp.2</i>	Arv	Zoo	ST			X			X				
<b>MONIMIACEAE</b>													
<i>Macropelphus sp.</i>	-	Zoo	-				X				X		X
<i>Mollinedia longifolia</i> Tul. <sup>5</sup>	Arv	Zoo	ST								X		X
<i>Monimiaceae sp.2</i>	-	-	-	X									
<i>Siparuna sp.</i>	-	-	-			X							

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
<b>MORACEAE</b>													
<i>Acanthinophyllum ilicifolium</i> (Spreng.) Burger.	Arb	Zoo	SI				X						
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam. (exótica)	Arv	Zoo	SI	X	X								
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber <sup>5</sup>	Arb	Zoo	ST	X		X				X		X	
<i>Ficus</i> sp. indt. 386								X				X	
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhlmann) Carauta <sup>2,5</sup>	-	-	-							X	X	X	X
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger	Arb	Zoo	SI								X		
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaud. <sup>5</sup>	Arb	Zoo	SI			X	X	X	X	X	X	X	X
<b>MUSACEAE</b>													
<i>Musa paradisiaca</i> L. (exótica)	-	-	-	X									
<b>MYRISTICACEAE</b>													
<i>Virola bicuyba</i> (Schott) Warb	Arv	Zoo	SI								X		X
<i>Virola oleifera</i> (Schott) A.S. Smith <sup>2</sup>	Arv	Zoo	SI									X	
<b>MYRSINACEAE</b>													
<i>Ardisia</i> sp.	-	-	-					X					
<i>Myrsine ferruginea</i> Spreng	Arv	Zoo	SI								X		
<b>MYRTACEAE</b>													
<i>Calypttranthes cf. grandifolia</i> O. Berg	Arv	Zoo	ST					X					
<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner <sup>2</sup>	Arv	Zoo	ST						X				
<i>Campomanesia</i> sp.	Arv	Zoo	ST				X						
<i>Eucalipttranthes</i> sp.	Arv	Zoo	ST									X	
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Arv	Zoo	ST			X			X	X			
<i>Eugenia cf. candolleana</i> DC.	Arv	Zoo	ST				X				X		
<i>Eugenia cf. cuprea</i> (O.Berg) Nied.	Arv	Zoo	ST			X	X			X	X		X
<i>Eugenia cf. magnifica</i> Spring.	Arv	Zoo	ST			X							
<i>Eugenia cf. neolanceolata</i> Sobral.	Arv	Zoo	ST			X		X	X				
<i>Eugenia cf. subavenia</i> O.Berg	Arv	Zoo	ST					X			X		
<i>Eugenia cuprea</i> (O.Berg) Nied.	Arv	Zoo	ST						X				
<i>Eugenia microcarpa</i> O. Berg. <sup>2</sup>	Arv	Zoo	ST						X		X		X
<i>Eugenia neoaustralis</i> Sobral	Arv	Zoo	ST										X

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg.	Arv	Zoo	ST							X	X	X	X
<i>Eugenia prasina</i> O.Berg. <sup>2</sup>	Arv	Zoo	ST										X
<i>Eugenia sp.1</i>	Arv	Zoo	ST					X			X		
<i>Eugenia sp.2</i>	Arv	Zoo	ST						X				X
<i>Eugenia sp.3</i>	Arv	Zoo	ST						X				
<i>Eugenia tinguyensis</i> Cambess.	Arv	Zoo	ST					X					
<i>Gomidesia spectabilis</i> (DC) Berg.	Arv	Zoo	ST								X		
indt. 204	Arv	Zoo	ST										X
indt. 621	Arv	Zoo	ST							X			
<i>Marlierea cf eugeniopsoides</i> (Kaus. & Legr.) Legr.	Arv	Zoo	ST										X
<i>Marlierea glazioviana</i> Kiaersk.	Arv	Zoo	ST				X		X				
<i>Marlierea strigipes</i> O. Berg.	Arv	Zoo	ST							X			
<i>Marlierea suaveolens</i> Gard.	Arv	Zoo	ST				X						X
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg <sup>2</sup>	Arv	Zoo	ST										X
<i>Myrcia cf. laxiflora</i> Cambess	Arv	Zoo	ST				X		X	X			
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Arv	Zoo	ST								X	X	
<i>Myrcia richardiana</i> (O. Berg) Kiaersk.	Arv	Zoo	ST								X		
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	Arv	Zoo	ST								X		
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	Arv	Zoo	ST						X				
<i>Myrcia splendens</i> (SW.) DC.	Arv	Zoo	SI						X			X	
<i>Myrcia subsericea</i> A. Gray	Arv	Zoo	ST				X						
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd) O. Berg	Arv	Zoo	ST					X	X			X	
<i>Myrciaria glazioviana</i> (Kiaersk.) G.M.Barroso ex Sobral	Arv	Zoo	ST							X			
<i>Myrciaria strigipes</i> Berg	Arv	Zoo	ST										X
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) Berg.	Arv	Zoo	ST										X
Myrtaceae sp.1	Arv	Zoo	ST								X		
Myrtaceae sp.10	Arv	Zoo	ST										X
Myrtaceae sp.11	Arv	Zoo	ST			X			X				X
Myrtaceae sp.12	Arv	Zoo	ST								X		
Myrtaceae sp.13	Arv	Zoo	ST				X			X			
Myrtaceae sp.14	Arv	Zoo	ST					X					

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
Myrtaceae sp.15	Arv	Zoo	ST									X	
Myrtaceae sp.2	Arv	Zoo	ST			X				X			
Myrtaceae sp.3	Arv	Zoo	ST								X		
Myrtaceae sp.4	Arv	Zoo	ST								X		X
Myrtaceae sp.5	Arv	Zoo	ST					X					
Myrtaceae sp.6	Arv	Zoo	ST					X					
Myrtaceae sp.7	Arv	Zoo	ST								X		
Myrtaceae sp.8	Arv	Zoo	ST										X
Myrtaceae sp.9	Arv	Zoo	ST										X
<i>Plinia ilhensis</i> G.M.Barroso. <sup>1 5</sup>	Arv	Zoo	ST					X					
NYCTAGINACEAE													
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Arv	Zoo	SI		X		X		X	X	X	X	X
<i>Guapira sp.</i>	Arv	Zoo	SI						X				
OCHNACEAE													
<i>Ouratea sp.</i>	Arb	Zoo	SI			X							
OLACACEAE													
<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	Arb	-	-				X						
PERACEAE													
<i>Pera glabrata</i> Baill.	Arv	Zoo	ST			X		X	X	X			
PHYTOLACCACEAE													
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Arv	Ane	SI	X								X	
indt. 189	-	-	-										X
POLYGONACEAE													
<i>Coccoloba sp.</i>	Arv.	Zoo	SI			X							
PROTEACEAE													
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Arv	Ane	SI								X		
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Arv	Ane	SI								X		
<i>Roupala sp.</i>	Arv	Ane	SI						X				X
QUIINACEAE													
<i>Quina glaziovii</i> Engl.	Arv	-	ST										X
ROSACEAE													

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Arv	Zoo	ST									X	
<b>RUBIACEAE</b>													
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Arv	Ane	SI	X			X	X	X			X	
<i>Bathysa gymnocarpa</i> K.Schum.	Arv	Zoo	SI				X		X		X	X	
<i>Bathysa</i> sp.	Arv	Zoo	SI									X	
<i>Coffea arabica</i> L. (exótica)	Arb	Zoo	-				X					X	
<i>Coussarea nodosa</i> (Benth.) Müll. Arg	Arb	Zoo	ST			X	X		X		X	X	
<i>Coutarea hexandra</i> Shum.	Arb	Zoo	ST						X				
<i>Faramaea</i> sp.	Arb	Zoo	SI			X			X				
<i>Guettarda</i> sp.	Arb	Zoo	SI									X	
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltl.	Arb	Zoo	SI		X								
indt. 305	-	-	-					X					
indt. 540	-	-	-		X								
indt. 581	-	-	-									X	
indt. 594	-	-	-									X	
indt. 598	-	-	-									X	
indt. 627	-	-	-							X			
indt. 651	-	-	-							X			
indt. 655	-	-	-							X			
<i>Psychotria</i> sp.1	-	-	-									X	
<i>Psychotria viridiflora</i> Reinw. ex Blume	Arb	Zoo	SI					X	X				X
Indt. 1	-	-	-				X						
Indt. 3	-	-	-								X		
<i>Rudgea langsдорфii</i> Muell. Arg.	Arb	Zoo	ST	X							X		X
<i>Rudgea macrophylla</i> Benth. <sup>1 5</sup>	Arb	Zoo	ST										X
<i>Rudgea</i> sp.											X		
<i>Simira glaziovii</i> (K.Schum.) Steyerm.	Arv	Zoo	ST										X
<i>Simira</i> sp.	-	-	-										X
<i>Simira viridiflora</i> (Allemão & Saldanha) Steyerm.	Arb	Zoo	ST	X									X
<b>RUTACEAE</b>													
<i>Citrus reticulata</i> L. (exótica)	Arb	Zoo	SI		X								

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
<i>Fagara rhoifolia</i> (Lam.) Engl.	Arv	Zoo	PI		X					X			
indt. 188	-	-	-										X
indt. 208	-	-	-								X		X
SALICACEAE													
<i>Casearia obliqua</i> Spreng	Arv	Zoo	SI									X	
<i>Casearia pauciflora</i> Cambess	Arv	Zoo	SI							X			
<i>Casearia</i> sp.	Arv	Zoo	SI		X					X			X
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Arv	Zoo	SI	X	X	X	X		X		X	X	
<i>Xylosma</i> sp.	Arv	Zoo	SI				X						
SAPINDACEAE													
<i>Allophylus leucocladus</i> Radlk	Arv	Zoo	SI										X
<i>Cupania furfuracea</i> Radlk	Arv	Zoo	ST								X	X	
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Arv	Zoo	ST	X	X		X		X	X	X	X	
<i>Cupania</i> sp.	Arv	Zoo	ST						X	X	X	X	X
indt. 577	-	-	-							X		X	
<i>Matahyba</i> sp.	Arv	Zoo	SI					X					
<i>Talisia</i> sp.	Arv	Zoo	SI								X		
SAPOTACEAE													
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart. <sup>2</sup>	Arv	Zoo	ST				X		X	X	X	X	X
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	Arv	Zoo	ST				X	X	X	X	X	X	
indt. 114	-	-	-						X				
indt. 483	-	-	-				X						
indt. 630	-	-	-							X			
indt. 647	-	-	-							X			
indt. 653	-	-	-							X			
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) <sup>2</sup>	-	-	-				X						
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T. D. Penn.	Arv	Zoo	ST				X	X			X		X
<i>Pouteria glazioviana</i> Pierre ex Dubard	Arv	Zoo	ST										X
<i>Pouteria</i> sp.	Arv	Zoo	ST				X						
<i>Pouteria</i> sp.1	Arv	Zoo	ST			X							
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	Arv	Zoo	ST					X	X				

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Porte	Dispersão	GE	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
Sapotaceae sp.	-	-	-										X
SIMAROUBACEAE													
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Arv	Zoo	ST				X						
SOLANACEAE													
<i>Meternichia princeps</i> Mik	Arv	Zoo	SI	X	X			X	X				
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Arv	Zoo	PI									X	
SYMPLOCACEAE													
<i>Symplocos variabilis</i> Mart.	Arv	Ane	SI								X		
URTICACEAE													
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneth.	Arv	Zoo	PI								X		
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Arv	Zoo	PI									X	
<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	Arv	Zoo	ST							X			
<i>Cecropia sp.</i>	Arv	Zoo	PI				X		X				
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Shott) Rizzini	arv	Zoo	ST									X	
VIOLACEAE													
<i>Amphirrox violaceus</i> (St. Hil.) Spreng.	Arb	Zoo	PI					X	X	X	X	X	X

A tabela 4 apresenta os resultados de densidade (1.554 indiv./ha), área basal (41,5 m<sup>2</sup>/ha), índice de diversidade de Shannon ( $H' = 5,09$  nats/indiv.), número de espécies (324 espécies) e de famílias (n=52) encontrados neste trabalho, considerando a área amostral total de 9.700 m<sup>2</sup>, e compara com outros trabalhos de fitossociologia realizados no Estado do Rio de Janeiro em floresta ombrófila densa montana e submontana.

Foi encontrada nas áreas de estudo uma diversidade muito alta de espécies arbóreas ( $H' = 5,09$  nats/indiv), superior a de outros trabalhos realizados na Mata Atlântica utilizando um esforço amostral semelhante (Tabela 4). OLIVEIRA (2002) estudando trechos de florestas em diferentes estágios de sucessão após diferentes período de abandono por cultivos de subsistência de populações caiçaras na Ilha Grande (5, 25 e 50 anos, 150 anos), amostrou 2332 indivíduos em 1 ha, pertencentes a 136 espécies, e obteve Índice de Diversidade variando entre 2,51 e 4,28 nats/indiv. MORENO *et al.* (2003) amostraram 940 indivíduos em 1,2 ha de mata atlântica submontana na Região do Imbé, e encontraram riqueza de 210 espécies, e índice de diversidade variando de 4,21 a 4,30 nats/indiv. ARCHANJO (2008) em estudo realizado num trecho de floresta estacional semidecidual na Floresta Nacional de Pacotuba (ES), amostrou 3.570 indivíduos, em 2,4 hectares, totalizando 258 espécies, encontrando índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) de 3,31 nats/indiv. RODRIGUES (2004) estudando 1,2 ha em área de floresta ombrófila submontana na Reserva da União amostrou 881 indivíduos pertencentes a 250 espécies arbóreas com DAP > 10 cm, e índice de diversidade ( $H = 4,90$  nats/indiv.), o mais alto encontrado até então para o Estado do Rio de Janeiro. Em florestas estacionais semidecíduas do Estado de São Paulo, o índice de diversidade de Shannon tem variado de 3,37 a 4,29 nats./indiv (SILVA & SOARES, 2003).

Estudos realizados na Mata Atlântica dos Estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina tem indicado um valor de  $H'$  variando de 1,69 a 4,4 nats/indiv. (KURTZ & ARAÚJO, 2000). Já em Florestas Estacionais Semidecíduais em Minas Gerais o índice de diversidade tem variado de 3,2 e 4,2 (MEIRA-NETO & MARTINS, 2000).

A alta diversidade obtida pela análise conjunta dos resultados das 10 parcelas em 0,97 ha, apresentada na Tabela 4, pode ser considerada uma estimativa da diversidade beta. Esta diversidade tem relação com a amostragem de habitats heterogêneos, o que ocasionou na alta variação da composição das espécies nas diferentes áreas estudadas. As 97 parcelas estiveram distribuídas em dez áreas que variaram quanto a orientação da encosta (vertentes norte e sul), em altitude de 80 m a 450 m, com graus de declividade da encosta entre 30 a 80%, em distintos estágios sucessionais. As áreas de estudo mais afastadas (A2 x A7) estão distantes 3,6 km (A

Tabela 4. Resultados de parâmetros de estrutura e diversidade encontrados no Maciço da Pedra Branca, e em outros trabalhos de fitossociologia. LEGENDA: DAP – diâmetro a altura do peito; N – número de indivíduos amostrados no trabalho; Spp – Número de espécies; H' – Índice de Diversidade de Shannon-Wiener. J' – Índice de Equabilidade de Pielou.

ID	Local	Tipo de floresta	Área amostral	Critério de inclusão	Método	Área basal (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	Densidade total(ind/ha)	N	Spp	Família	H'	J'
<b>Este trabalho</b>	<b>Pedra Branca</b>	<b>Submontana</b>	<b>9700 m<sup>2</sup></b>	<b>DAP ≥ 5 cm</b>	<b>97 parcelas de 10 x 10 m</b>	<b>41,5</b>	<b>1554</b>	<b>1508</b>	<b>324</b>	<b>52</b>	<b>5,09</b>	<b>0,88</b>
Solórzano (2006)	Pedra Branca, Rio de Janeiro	submontana	2.500 m <sup>2</sup>	DAP ≥ 5,0 cm	25 parcelas de 10 x 10 m	34,18	1244	311	92	31	4,13	0,91
Oliveira (2002)	Ilha Grande, Angra dos Reis	Submontana	10.000 m <sup>2</sup>	H>2 m; DAP>2,5 cm	100 parcelas de 10 x 10 m	5,6 - 57,9	2.784	2.332	136	60	2,51 a 4,28	0,77-0,87
Moreno <i>et al.</i> (2003)	Região do Imbé, Campos dos Goytacazes	Submontana	12.000 m <sup>2</sup>	DAP ≥ 10 cm	10 parcelas de 30x40m	34,8-41,9	1128	940	210	43	4,21 a 4,30	-
Barros (2008)	Serra da Tiririca, Niterói	Submontana	3.000 m <sup>2</sup>	DAP ≥ 2,5 cm	30 transects de 2 x 50 m	38,80-62,99	-	1449	149	-	3,24-4,59	0,88-0,99
Neves & Peixoto (2008)	Rebio Poço das Antas, Silva Jardim	Submontana	5000 m <sup>2</sup>	DAP ≥ 2,5 cm	20 parcelas de 250 m <sup>2</sup>	13,79	2020	505	60	31	3,24	0,79-0,81
Kurtz & Araújo (2000)	Cachoeiras de Macacu	Submontana	-	DAP ≥ 5,0 cm	quadrantes (150 pontos)	57,28	1369	592	138	42	4,20	0,85
Rodrigues (2004)	E.E.E União	Submontana	12.000 m <sup>2</sup>	DAP ≥ 10,0 cm	120 parcelas de 10 x 10 m	32,00	734	881	250	-	4,90	0,91

A área basal total encontrada no trabalho foi de  $41,55 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  valor maior do que o encontrado por SOLÓRZANO (2006) para a mesma região (bacia do Camorim) considerando área com histórico de uso de banana e de antigas carvoarias. ( $34,18 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) e semelhante aos maiores valores encontrados por SANTOS (2009), no estudo de sete cavas de antigas carvoarias em diferentes altitudes das mesmas bacias estudadas (variação de  $14,3$  a  $42,6 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ). A área basal é um parâmetro importante para avaliação do estágio sucessional da floresta. A legislação brasileira (BRASIL, 1993, 1994) considera os seguintes valores:  $0-10 \text{ m}^2$  para estágios iniciais de sucessão,  $10-28 \text{ m}^2$  para estágio médio e  $> 28 \text{ m}^2$  para estágios avançados de sucessão. Valores baixos de área basal podem ser indicativos de ambientes perturbados. OLIVEIRA (2002) encontrou a menor área basal ( $5,6 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) para a área de 5 anos na Ilha Grande, em comparação com as áreas com 25, 50 anos e climáxica, sendo o maior valor encontrado para esta última área ( $57,90 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ). BARROS (2008) encontrou área basal de  $38,80 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  e  $62,99 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  no Córrego dos Colibris e no Morro do Cordovil, na Serra da Tiririca. NEVES & PEIXOTO (2008) encontraram uma área basal de  $13,79 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  e de  $24,40 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  em um trecho de floresta submontana com idades de, respectivamente, 20 e 40 anos, na Rebio de Poço das Antas. MORENO *et al.* (2003) para dois trechos de floresta submontana na região do Imbé, localizadas a 50 m e 150 m de altitude, encontraram área basal de  $34,8 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  e  $57,90 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ , respectivamente. KURTZ & ARAUJO (2000) encontraram área basal de  $57,28 \text{ m}^2$  para Estação Ecológica Estadual do Paraíso em Cachoeiras de Macacu. Comparando com outros estudos de fitossociologia os resultados de área basal encontrados neste trabalho podem ser considerados intermediários.

O Índice de dominância de Simpson (C) foi de 0,10. Este índice mede a probabilidade de 2 (dois) indivíduos, selecionados ao acaso na amostra, pertencer à mesma espécie (BROWER & ZARR, 1984, p.154). Uma comunidade de espécies com maior diversidade terá uma menor dominância, o que foi constatado pelos baixos valores deste índice apresentado na área de estudo. Cerca de 175 espécies no estudo foram coletadas um único indivíduo apenas, 47 espécies tiveram 2 indivíduos, 30 espécies tiveram 3 indivíduos coletados e 27 espécies apenas 4 indivíduos. Considerando um número total de 1491 indivíduos é evidente a falta de dominância e a heterogeneidade florística da área de estudo.

O índice de Equabilidade de Pielou (J') foi de 0,881, valor considerado alto em comparação com outros estudos (OLIVEIRA, 2002; NEVES & PEIXOTO, 2008; KURTZ & ARAÚJO, 2000) – Tabela 4. Este índice pertence ao intervalo  $[0,1]$ , onde 1 representa a máxima diversidade, que ocorre quando todas as espécies são igualmente abundantes. Na região próxima a Reserva Biológica de Poço das Antas, no município do Rio de Janeiro, onde

concentra a maior parte dos trabalhos de fitossociologia no Estado do Rio de Janeiro, o índice de equabilidade de Pielou ( $J'$ ) tem variado de 0,73 a 0,91, conforme relata CARVALHO *et al.* (2009), ao listar 10 trabalhos da região. Em Minas Gerais, MEIRA-NETO & MARTINS (2000) observaram valores entre 0,73 e 0,88.

#### 4.1. Curva espécie-área

A curva de espécies x área não se estabilizou, como visto na Figura 2. Este resultado pode estar indicando a grande heterogeneidade das áreas estudadas no que diz respeito ao estágio sucessional, ao histórico de uso das áreas, à orientação da vertente, à variação na declividade, às diferentes altitudes, e por fim à grande diversidade florística de ocorrência natural no Maciço da Pedra Branca. Ainda seria necessário um esforço amostral superior para observância da estabilização da curva.

O uso dessa relação como uma ferramenta para determinar a suficiência amostral em estudos fitossociológicos é bastante polêmica, devido a pressuposição de que um patamar será obtido no ponto em que o aumento da área amostrada não acrescentar novas espécies à amostra. De acordo com SCHILLING (2007), esse conceito assume que a comunidade vegetal é uma entidade espacialmente discreta com composição de espécies fixa e definida, entretanto, em florestas tropicais, a definição dos limites das comunidades torna-se particularmente difícil e, devido à alta riqueza de espécies, a curva não apresenta estabilização mesmo com grandes tamanho de amostra. Esta afirmativa é ainda mais verdadeira ao considerarmos a amostragem da diversidade beta, em diferentes gradientes ambientais, como é o caso do presente estudo.

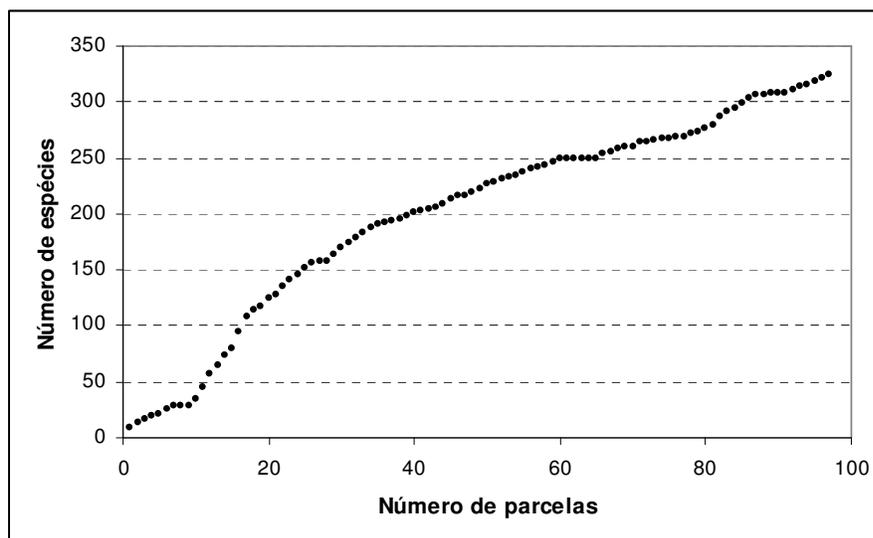


Figura 2. Curva espécie-área, considerando 97 parcelas de 10 x 10 m na porção meridional do Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ.

## 4.2. Análise fitossociológica da área amostral total

Na Figura 3 pode-se observar o resultado da análise fitossociológica considerando área amostral de 9.700 m<sup>2</sup>, com a contribuição da densidade relativa, dominância relativa e frequência relativa no Índice de Valor de Importância (IVI) das 20 espécies mais importantes. No anexo 1 são apresentados na íntegra os resultados da análise fitossociológica.

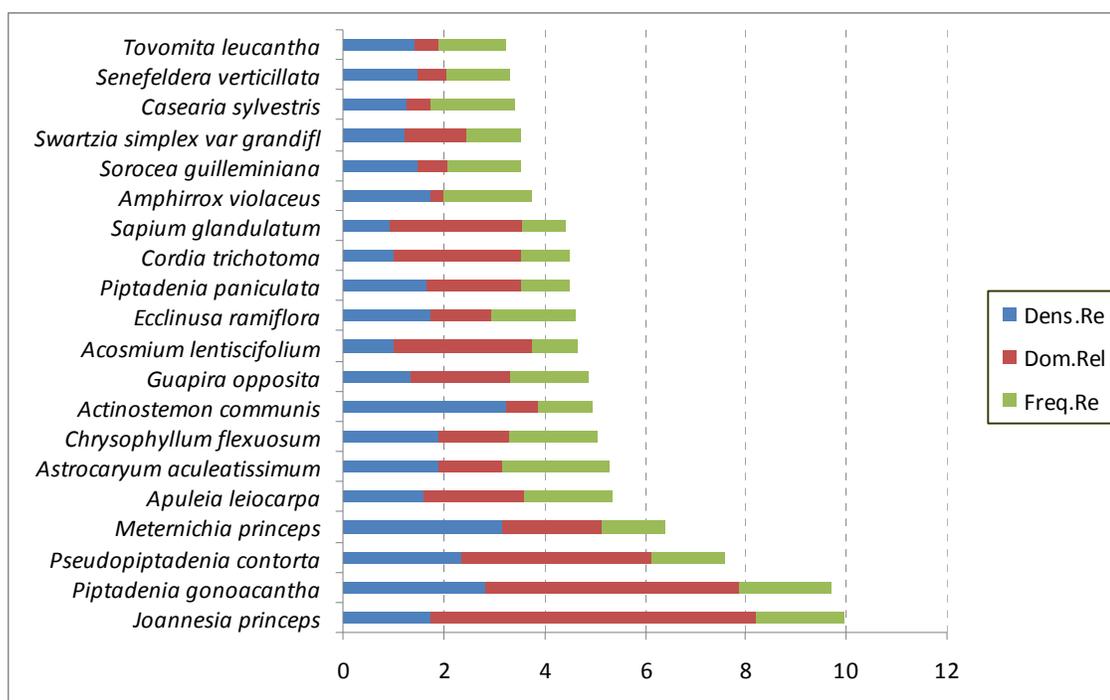


Figura 3. Relação das vinte espécies de maior IVI (%) (índice de valor de importância relativo) encontradas em 9.700 m<sup>2</sup> no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, frequências relativas e dominâncias relativas.

A espécie mais representativa avaliando os resultados globais do trabalho referentes a uma área amostral de 0,97 ha foi a *Joannesia princeps*, também conhecida por cutieira ou andá-assu, com densidade relativa de 26 indiv./ha, e elevada dominância (Figura 3). Esta espécie normalmente ocorre tanto na floresta ombrófila, em altitudes que variam de 10 a 1000 m (CARVALHO, 2005), no cerradão (eventualmente), quanto em florestas estacionais semidecíduais, com frequência de até 90 indiv/ha, conforme encontrado por LOPES (2002) em Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Parque Estadual do Rio Doce. No Estado do Rio de Janeiro já foi registrada na Serra da Tiririca (BARROS, 2006), na região norte fluminense por SILVA & NASCIMENTO (2001), em Cabo Frio (LIMA *et al.* apud

CARVALHO, 2005). Quanto ao aspecto da ocorrência natural, *J. princeps* é considerada padrão de solo de fertilidade química baixa, sendo encontrada em terrenos fracos e secos (LORENZI, 1992), e não tolera baixas temperaturas (CARVALHO, 2005).

A segunda e a terceira espécie com maior valor de IVI, foram *Piptadenia gonoacantha* e *Pseudopiptadenia contorta*, que apresentaram densidade (com respectivamente 43 e 36 indiv./ha), frequência (ocorrendo em 7 e 9 áreas estudadas, respectivamente), e área basal (20 e 26 m<sup>2</sup>/ha) consideradas elevadas. *Piptadenia gonoacantha* é encontrada naturalmente, sobretudo, na Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica), nas formações Terras Baixas e Submontana, e na Floresta Estacional Semidecidual, onde ocupa o estrato intermediário da floresta (CARVALHO, 2004). Em outros levantamentos fitossociológicos realizados na Floresta Estacional Semidecidual em Minas Gerais e no Estado de São Paulo, foram encontradas entre 3 a 18 árvores de *P. gonoacantha* por hectare (CARVALHO, 2004). Em relação a espécie *P. contorta*, SILVA & NASCIMENTO (2001) encontraram na Mata do Carvão a mesma densidade observados neste trabalho (36 indiv./ha).

A *Meternichia princeps*, se destacou nas áreas de estudo principalmente devido a sua alta densidade, com 47 indivíduos, encontrada nas áreas mais próximas a ocupação humana (A1, A2, A5 e A6). Esta espécie, considerada características de ambientes costeiros mais secos, sem ocorrência nas restingas, também se destacou pelo alto número de indivíduos na APA da Serra da Capoeira Grande (PEIXOTO *et al.*, 2004), e já foi encontrada nas matas semidecíduas de Búzios e da Mata do Carvão (SILVA & NASCIMENTO, 2001), no Estado do Rio de Janeiro.

Outra espécie que teve sua importância fitossociológica vinculada à alta densidade foi *Actinostemon communis* (Euphorbiaceae), que alcançou o 9º lugar, com 48 indiv./ha. Sua área basal e sua frequência, entretanto, foram baixas, ocorrendo indivíduos jovens e de forma agrupada. Esta espécie é bastante representativa nas florestas estacionais semidecíduais de Piracicaba (RODRIGUES, 1999), já tendo sido encontrada na floresta estacional submontana do município de Pinheira, no médio vale do rio Paraíba do Sul por NOGUEIRA (2008).

*Chrysophyllum flexuosum* (Sapotaceae), altamente lactescente, foi uma espécie bastante frequente com alta densidade (29 indiv./ha). A dominância relativa teve influência na classificação do valor de IVI das espécies *Sapium glandulatum* (Euphorbiaceae), *Cordia trichotoma* (Boraginaceae), *Acosmium lentiscifolium* (Fabaceae). Esta última espécie é característica de ambientes costeiros mais secos, e está na lista de espécies ameaçadas no município do Rio de Janeiro (DI MAIO & SILVA 2000).

A espécie *Ecclinusa ramiflora* (Sapotaceae), que possui uma ampla distribuição geográfica, ocorrendo até em formações amazônicas (LEITÃO FILHO, 1993; OLIVEIRA-FILHO & RATTER 1995), apresentou o 12º maior IVI, se destacando pela sua alta frequência e alta densidade (27 indiv./ha).

#### Famílias mais importantes

As famílias mais ricas em espécies foram Myrtaceae (52 espécies), Fabaceae (29 espécies), Lauraceae (27 espécies), Rubiaceae (26 espécies), Euphorbiaceae (20 espécies), Sapotaceae (14 espécies), Meliaceae (11 espécies), Annonaceae (11 espécies). As famílias com maior número de indivíduos foram Fabaceae (n=240), Myrtaceae (n=151), Euphorbiaceae (n=137), Lauraceae (n=80), Sapotaceae (n=80), Rubiaceae (n=74), Arecaceae (n=59). As demais apresentaram menos que 50 indivíduos. A família que se distribuiu mais homoganeamente entre as áreas, com maior frequência relativa foi Fabaceae, seguida da Myrtaceae e Euphorbiaceae. Em termos de área basal, as famílias Fabaceae e Euphorbiaceae se destacaram, com 92.465 m<sup>2</sup>. ha<sup>-1</sup> e 52.857 m<sup>2</sup>. ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5. Número de indivíduos e riqueza de espécies apresentada por cada família, considerando as 10 mais representativas encontradas em uma área de 9.700 m<sup>2</sup> no Maciço da Pedra Branca.

Familia	No.Ind	No.Spp	Ar.Bas. (m <sup>2</sup> . ha <sup>-1</sup> )
FABACEAE	240	29	92.465
EUPHORBIACEAE	137	20	52.857
MYRTACEAE	151	52	22.796
LAURACEAE	80	27	24.201
SAPOTACEAE	80	14	15.459
RUBIACEAE	74	26	0.7855
ARECACEAE	59	6	0.9604
ANNONACEAE	40	11	1.223
MELIACEAE	45	11	0.9781
MORACEAE	48	8	0.6735
SAPINDACEAE	51	6	0.7176

SANTOS *et al.* (2006) em estudo realizado na Pedra Branca encontrou 38 famílias, sendo as mais importantes Fabaceae (17 espécies), Rubiaceae (10), Moraceae (9) e Lauraceae (7) – Tabela 6. SOLÓRZANO (2006) em estudo na Pedra Branca, encontrou as seguintes famílias com maior número de espécies: Lauraceae (11), Leguminosae (10), Rubiaceae (7),

Myrtaceae (6), Meliaceae (6) e Euphorbiaceae (5), sendo que treze famílias (43,3%) encontram-se representadas por somente uma espécie. Neste estudo foram 16 famílias estiveram representadas por apenas 1 espécie. São elas: Rosaceae, Quiinaceae, Simaroubaceae, Olacaceae, Combretaceae, Myrsinaceae, Hypocrateaceae, Ochnaceae, Polygonaceae, Violaceae, Cannabaceae, Musaceae, Dichapetalaceae, Achariaceae, Peraceae, Symplocaceae.

Fabaceae e Myrtaceae são as famílias que apresentam maior riqueza específica na maioria dos levantamentos realizados no Domínio da Mata Atlântica, sendo as mais representativas do sudoeste brasileiro no que se refere às formações ombrófilas e semidecíduais (MORI *et al.* 1983; PEIXOTO & GENTRY 1990; SILVA & NASCIMENTO 2001; OLIVEIRA-FILHO & FONTES 2000).

Em estudo realizado na floresta ombrófila densa submontana de Silva Jardim por BORÉM & OLIVEIRA-FILHO (2002) as famílias Fabaceae, Lauraceae e Rubiaceae e Euphorbiaceae apresentaram maior riqueza de espécies. Enquanto que em termos de número de indivíduos, as famílias mais representativas foram Arcaceae (n=109), Fabaceae (n=60), Rubiaceae (n=42) e Lauraceae (n=38).

SANTANA *et al.* (2004) estudando fragmentos com vegetação secundária na zona oeste do Rio de Janeiro encontrou 21 famílias, com predomínio de Fabaceae e Moraceae. As famílias Fabaceae, Myrtaceae e Euphorbiaceae apresentaram maior diversidade de espécies nos levantamentos fitossociológicos realizados por SILVA & NASCIMENTO (2001) para a região norte do Estado e por PEIXOTO *et al.* (2004) na zona oeste do Rio de Janeiro.

LIMA (2000) destaca que a maior diversidade de leguminosas no Rio de Janeiro ocorre em elevações situadas entre 50 e 500 m.s.m. e realça a importância da preservação dos trechos de florestas nessas cotas altitudinais.

As famílias Lauraceae e Rubiaceae foram as mais ricas em espécies em trecho de floresta submontana na Reserva da União e na Rebio Poço das Antas, conforme descrito por RODRIGUES (1996) e GUEDES-BRUNI *et al.* (1997). De acordo LEITÃO FILHO (1993) e TABARELLI (1997), a família Lauraceae, juntamente com Myrtaceae, é característica de florestas mais maduras, e representa grande parte dos recursos para frugívoros de médio e grande porte (MORAES, 1992; SICK, 1997).

Tabela 6. Relação de famílias encontradas em outros levantamentos fitossociológicos realizado na Floresta Ombrófila Densa Submontana no Estado do Rio de Janeiro.

<b>Trabalhos</b>	<b>Localização</b>	<b>Famílias encontradas</b>
Este trabalho	Maciço Pedra Branca	52; Fabaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae, Lauraceae
SANTOS <i>et al.</i> (2006)	Maciço da Pedra Branca	38; Fabaceae, Rubiaceae, Moraceae e Lauraceae.
SANTANA <i>et al.</i> (2004)	Fragmentos urbanos zona oeste do município do Rio de Janeiro	21; predomínio das famílias Fabaceae e Moraceae
PEIXOTO <i>et al.</i> (2004)	Pedra de Guaratiba, Rio de Janeiro (RJ)	29; Fabaceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae
KURTZ & ARAÚJO (2000)	Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu	42; Sapotaceae, Myrtaceae, Rutaceae, Meliaceae e Palmae

### 4.3. Análise fitossociológica por área de estudo

Os valores de diversidade de Shannon-Wiener variaram de 2,80 a 4,42 nats/indiv. nas dez áreas de estudo, tendo alcançado valor total de 5,09, conforme já descrito para a análise conjunta das áreas (Tab. 7). Os valores mais altos foram encontrados nas áreas localizadas nas vertentes de maior altitude, tanto da vertente norte quanto da vertente sul (A8, A9, A10), e as menores diversidades foram encontradas nas áreas de menor altitude (150 m), localizadas mais próximas do meio urbano (A2 e A3).

O número total de indivíduos mortos foi de 61 (4,04%), considerando a amostragem de 1508 indivíduos. A maior quantidade de indivíduos mortos foi encontrado na Área 2, área que também apresentou a menor diversidade, seguida da Área 4 e Área 10. Comparando o percentual de indivíduos mortos com os obtidos em outros trabalhos, observa-se um valor baixo encontrado nos trabalhos desenvolvidos na Pedra Branca, representado por este (4,04%) e pelo trabalho de Solórzano que encontrou uma proporção de 4,5%. A morte das árvores pode estar relacionada a acidentes ao estágio sucessional da área, onde em uma área em estágio mais inicial de sucessão uma maior quantidade de indivíduos e espécies começam a sair do sistema (MARTINS 1991).

PESSOA & OLIVEIRA (2006) em estudo realizado na Rebio Poço das Antas em uma área de 14.500 m<sup>2</sup> amostraram 1771 indivíduos, sendo 12,47% mortos. OLIVEIRA (2002) em trabalho realizado em roças abandonadas em diferentes estágios sucessionais encontrou uma variação de indivíduos mortos de 1,5% a 15,1%, sendo a menor proporção encontrada na área

climática (5,1%) e a maior proporção encontrada na área de 5 anos (15,1%). LEITE & RODRIGUES (2008) estudando a fitossociologia em uma área amostral de 0,975 m<sup>2</sup>, num trecho de floresta estacional Parque de São Roque, São Roque, SP, encontraram 1413 indivíduos, sendo 93,7% vivos e 6,3% mortos. DIAS *et al* (1997) estudando as florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi (PR), registram em 1 há, 1594 indivíduos, dos quais 1493 eram árvores vivas e 101 mortas, com as mortas correspondendo a 6,3% do número total. SILVA & SOARES (2001) estudando um fragmento de floresta estacional semidecídua no município de São Carlos em 1 há encontraram 1343 indivíduos, com uma proporção de indivíduos mortos de 7,74% (104 árvores).

Outros trabalhos encontraram uma proporção de árvores mortas variando de 5,8% a 11,5% (CAVASSAN, 1982; STRUFFALDI-DE-VUONO, 1985; MARTINS, 1991; TABANEZ *et al*, 1997).

Tabela 7. Índices de diversidade das cinco primeiras áreas de estudo. LEGENDA: S=Área amostrada (m<sup>2</sup>); N=número de indivíduos; Família=número de famílias; H´= Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; C= Índice de Dominância de Simpson; J= Índice de Equabilidade de Pielou (J´); AB/ha=Área basal por hectare; Dens/ha=Densidade por hectare; H´fam = Índice de Diversidade de Shannon para família;

Parâmetros	TOTAL	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
Declividade		30%	60%	80%	40%	30%	40%	60%	40%	80%	30%
Altitude		80 m	110 m	160 m	180 m	160 m	180 m	400 m	420 m	450 m	470 m
N	1508	132	120	153	152	105	137	152	131	164	201
mortas	61	5	13	3	10	6	1	7	1	5	10
Riqueza	324	35	36	39	68	50	67	65	93	80	86
Família	50	21	10	17	24	19	24	26	33	31	30
H´	5,09	3,01	2,80	2,78	3,92	3,63	3,97	3,67	4,42	4,08	4,04
C	0,01	0,070	0,139	0,119	0,020	0,025	0,017	0,036	0,006	0,018	0,022
J´	0,881	0,848	0,782	0,759	0,931	0,930	0,944	0,880	0,975	0,931	0,907
AB/ha	41,56	33.085	27.620	38.141	47.609	60.489	29.283	21.836	39.860	48.534	63.892
Dens/ha	1537	1.320	1200	1530	1520	1.313	1.370	1520	1.310	1.640	2.010
H´fam	3,146	2.243	1,681	1,718	2,773	2.552	2,780	2,642	3,024	3.108	2,794

## ÁREA 1

Na área 1, vertente norte (nas proximidades do Colégio Santo Agostinho) foram encontrados 132 indivíduos pertencentes a 35 espécies e 21 famílias. Deste total, 40% (14 espécies) estiveram representadas por apenas 1 indivíduo. O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi de 3,01 nats/indiv., valor intermediário entre as áreas estudadas que apresentaram índices variando de 2,781 a 4,421. A espécie com maior IVI, *Piptadenia paniculata*, representou 16,35% do VI total das espécies, o que foi determinado principalmente pela sua alta densidade (24 indivíduos) e frequência, estando presente em 9 das 10 parcelas. Sua dominância também foi alta, só perdendo para a dominância relativa do *Schizolobium parahyba*. A segunda colocada em IVI, foi a *Piptadenia gonoacantha*, que também apresentou alta densidade, com 18 indivíduos distribuídos em 9 parcelas, além de possuir a terceira maior dominância relativa. A espécie com terceiro maior IVI, *S. parahyba*, representou 10,74% do VI total das espécies, o que foi determinado principalmente pelo elevado valor de dominância, pois apresentou baixa densidade e frequência relativas, com apenas 5 indivíduos, distribuída em 4 das 10 parcelas amostradas. De maneira geral, a dominância relativa teve pouca influência na classificação de IVI das espécies desta área, com exceção das espécies já citadas e de *Pachystroma longifolium*, *Guarea guidonea* e *Tabernaemontana laeta*. Na Fig. 4 pode-se observar a contribuição dos parâmetros fitossociológicos no Índice de Valor de Importância de cada espécie.

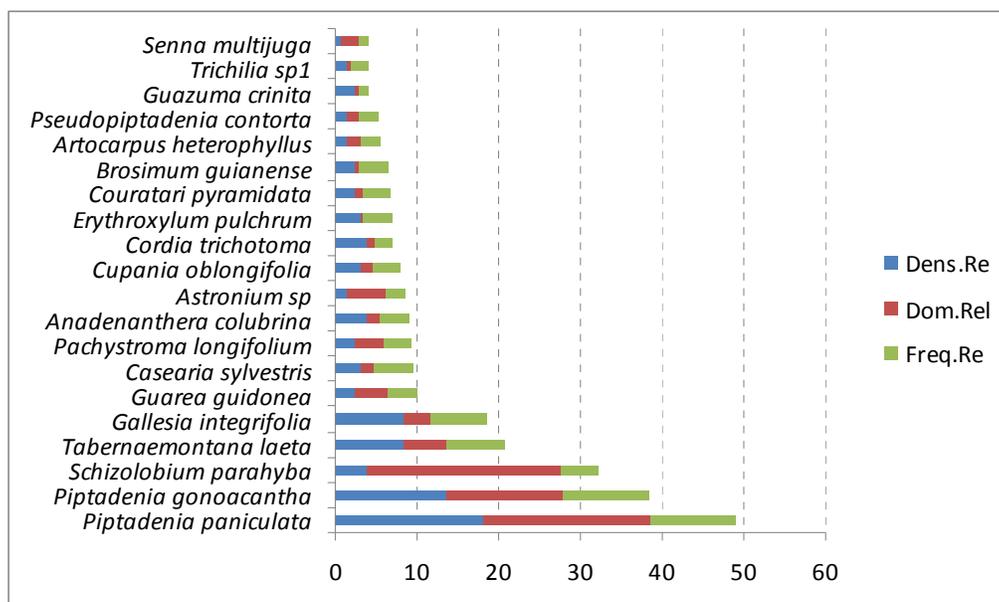


Figura 4. Relação das vinte espécies de maior IVI (%) (índice de valor de importância relativo) encontradas na área 1 (vertente norte) no Maciço da Pedra Branca (RJ), com suas respectivas densidades relativas, frequências relativas e dominâncias relativas

A família mais importante nesta área foi Fabaceae, com 57 indivíduos e 8 espécies, dentre as quais, além das já citadas ocorreram *Apuleia leiocarpa*, *Pseudopiptadenia contorta* e *Senna multijuga* *Myrocarpus frondosus*, *Anadenanthera colubrina*. A segunda família mais importante foi Apocynaceae com 11 indivíduos de uma espécie (*Tabernaemontana laeta*) e em terceiro lugar Phytolacaceae com 11 indivíduos de uma espécie (*Gallesia integrifolia*).

Dentre as espécies que ocorreram com exclusividade nesta área pode-se citar: *Astronium fraxinifolium*, *Protium sp.2*, *Anadenanthera colubrina*, *Schizolobium parahyba*, *Ocotea glaziovii*, *Guazuma crinita*, além de três espécies não identificadas, sendo uma da família Monimiaceae, uma *Trichilia* e uma de família indeterminada.

Uma forte característica desta área é a presença de afloramentos rochosos e pedras, de diversos tamanhos, sendo assim foi determinada visualmente a cobertura de pedra no solo, que variou de 5,91m<sup>2</sup> a 41,90m<sup>2</sup> por parcela. Buscando identificar a possível influência que a presença destas pedras poderia ter tanto na diversidade de espécies quanto na sua densidade, foi feita uma análise de correlação entre estas variáveis. Não foi observada correlação entre número de espécies e o grau de cobertura do solo por pedra ( $r=-0,01$ ) ou entre esta última variável e o número total de indivíduos ( $r=0,38$ ).

Foram coletadas 25 espécies de sub-bosque, entre trepadeiras, herbáceas e arbustivas, encontradas com flor e/ou com fruto. Dentre estas pode-se destacar: *Heliconia episcopalis* Vell., *Pyrostegia venusta* (Ker-Gawler) Miers, *Faramea multiflora* A. Rich ex DC., além dos seguintes gêneros: *Sida* sp., *Passiflora* sp., *Piper* sp., *Almeideia* sp., *Cordia* sp., *Miconia calvescens* DC., *Sebastiania* sp., *Actinostemon* sp., *Psychotria* sp., *Justicia* sp..