



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

INFLUÊNCIA DAS ESPÉCIES EXÓTICAS *Hedychium coronarium* J. König (LÍRIO-DO-BREJO) E *Impatiens walleriana* Hook. F. (BEIJINHO) SOBRE A COMUNIDADE VEGETAL NATIVA DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ÓRGÃOS/RJ.

ALUNA: RAPHAELLI DE SOUZA SILVA

ORIENTADOR: RODRIGO MEDEIROS

CO-ORIENTADOR: FLÁVIO GUERRA

Seropédica, RJ

Dezembro, 2010



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

INFLUÊNCIA DAS ESPÉCIES EXÓTICAS *Hedychium coronarium* J. König (LÍRIO-DO-BREJO) E *Impatiens walleriana* Hook. F. (BEIJINHO) SOBRE A COMUNIDADE VEGETAL NATIVA DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ÓRGÃOS/RJ.

RAPHAELLI DE SOUZA SILVA

Monografia apresentada ao curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para obtenção do Título de Engenharia Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Sob orientação do Professor
Rodrigo Medeiros

Seropédica, RJ

Dezembro, 2010

INFLUÊNCIA DAS ESPÉCIES EXÓTICAS *Hedychium coronarium* J. König (LÍRIO-DO-BREJO) E *Impatiens walleriana* Hook. F. (BEIJINHO) SOBRE A COMUNIDADE VEGETAL NATIVA DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ÓRGÃOS/RJ.

Comissão Examinadora

Monografia aprovada em 13 de dezembro de 2010.

Prof. Dr. Rodrigo Medeiros

UFRRJ/IF/DCA

Orientador

Prof. Dr. André Felipe Nunes-Freitas

UFRRJ/IF/DCA

Membro Titular

Prof^a. Dr^a. Yara Valverde Pagani

UFRRJ/IF/DCA

Membro Titular

DEDICATÓRIA

Dedico esta conquista aos amigos.
De todos, dedico aos melhores:
Aos que passaram por todas as alegrias e angústias comigo,
Meus pais, Magda e Givaldo
Que me permitiram tornar este sonho possível.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, sem dúvida, agradeço a Deus. Não somente pela oportunidade de ter ingressado na faculdade e tentar fazer a diferença para mim e para minha família, mas também por ter dado forças a meus pais para que pudessem atravessar todas as barreiras que lhes foram impostas para que pudessem me manter durante esses 4 anos e meio neste lugar que me proporcionou tantos momentos maravilhosos.

Aos meus pais José Givaldo e Magda Maria, que com muito esforço, amor, carinho e dedicação me ensinaram o que é ser uma família e despertou meu desejo de um dia ser uma pessoa tão boa quanto eles. Eu amo vocês!

Ao meu namorado e grande amigo, Cleiferson, que apesar de ter participado apenas do meu último ano acadêmico, e por pura sorte minha ou azar dele, é o pior de todos! Sempre estive ao meu lado, mesmo quando estava sem tempo para lhe dar atenção por causa de provas finais, trabalhos e inclusive monografia. Que mesmo em silêncio, poucas palavras ou à distância me acalmava e confortava incondicionalmente. Você é incrível!

A toda minha família e amigos, que apesar de todas as dificuldades, sempre me apoiaram e torcem por mim. Não vivo sem vocês!

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e aos meus queridos amigos da turma ingressante 2006/I, que mesmo, em muitas vezes, fazendo aulas separadas e com horários completamente diferentes, nunca deixou a essência da FAMÍLIA CEVADACEAE morrer.

Aos meus companheiros de “mansão”: Flávia Ozório, Vanessa Nazareth, Tammy kozue e Vinicius Mendes, que me ajudaram em momentos muito difíceis e fizeram de mim uma pessoa muito feliz. Ensinaram-me como cada dia aqui vivido pode ser agradável e prazeroso e que sem dúvida, tornaram-se uma eterna família.

Ao Gabriel Bittencourt, que me aguentou em momentos de estresse, choros e que, ainda implicando comigo me fazia sorrir com suas ironias.

Não poderia deixar de mencionar meus companheiros de estágio Carolina Porto, Rafael Rezende, Ticiane Estevez, Monique Gomez e ao meu co-orientador e amigo Flávio Guerra, que muito me ajudaram a concluir este trabalho e além de tudo, fizeram de nossas saídas de campo proveitosas e divertidas. Esta conquista é de todos nós!

Além dos companheiros de estágio, tenho muito que agradecer a minhas outras companheiras de LAGEAM, Karine, Lorena, Letícia, Mayra, pois além de terem me apresentado a rotina do laboratório, me faziam sorrir até mesmo quando a situação era crítica.

Aos amigos Arthur Couto e Thiago ??? que muito ajudaram na identificação corrida e suada das minhas humildes plantinhas.

À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e ao Parque Nacional da Serra dos Órgãos, por terem permitido este estudo, aprimorando ainda mais minha vontade de aprender e de ser uma boa profissional, despertando assim, uma vontade de levar tais conhecimentos à terceiros e apreciando cada vez mais a beleza que a natureza pode nos proporcionar.

Ao meu orientador, Rodrigo Jesus de Medeiros, que me confiou este trabalho. Que fez crescer em mim o interesse pelo local de trabalho e pelo assunto aqui descrito. Além de aguçar meu desejo de ser uma boa profissional ao vê-lo exercer seu ofício com tanta dedicação.

Ao professor André Freitas, que não foi apenas um educador, mas um amigo. Que tanto me ajudava com suas experiências de vida e profissional. Obrigada!

Aos meus queridos amigos, Roseane, Samanta, David, Hugo, Monique, Joyce, Jéssica, Cássio, que mesmo com a distância que nos separava nunca me faltaram com sua amizade, confiança e palavras sinceras. Sem definições!

A todos, que de alguma forma contribuíram para minha formação acadêmica e para minha vida.

Dedico esta conquista principalmente a uma pessoa que, infelizmente não a pode ver sendo concluída, mas que em todos os meus momentos de dificuldade, em casa, na faculdade ou em qualquer outro assunto, apenas me confortava com seu colo, sua companhia e seu cafezinho todos os dias de manhã cedinho. Minha avó Dalva. Onde você estiver, sei que está olhando por mim. Nunca vou me esquecer de você. Pra sempre vou te amar. Obrigada por tudo!!!

RESUMO

A contaminação biológica por espécies invasoras pode ser considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade mundial, mas no Brasil há poucas informações sobre este assunto, principalmente tratando-se de áreas protegidas. O presente estudo foi realizado no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, na Sede Teresópolis, teve como objetivo avaliar a influência das espécies exóticas *Impatiens walleriana* Hook. F. (beijinho) e *Hedychium coronarium* J. König (lírio-do-brejo) sobre a comunidade vegetal nativa das áreas de borda da Estrada da Barragem. A coleta de dados foi realizada nos dias 25 e 26 de setembro e 02 e 09 de outubro de 2010. Foram alocadas 40 parcelas de 5x2 m ao longo da estrada, distribuídas em quatro tipos de amostras: controle (C), onde não havia presença de nenhuma das duas espécies em questão; alta (AL) e baixa infestação de *H. coronarium* (BL) e baixa infestação de *I. walleriana* (BB). Em toda área de estudo foram amostrados 6.998 indivíduos, sendo destes 1.128 de *H. coronarium* e 168 de *I. walleriana*. Os demais indivíduos compreenderam-se em 110 espécies, de 64 gêneros em 37 famílias. Para alguns grupos, não foi possível a identificação, nem mesmo à nível de família. As famílias Asteraceae e Poaceae foram as que apresentaram os maiores valores de riqueza. Os índices de diversidade de Shannon foram similares a estudos realizados com espécies herbáceas, sendo considerados altos. Já para o índice de Simpson, os valores foram baixos. O índice de similaridade de Jaccard apresentou valores muito baixos, indicando que quanto à composição, as parcelas são bastante distintas. Mas, de acordo com os resultados encontrados pelo índice de similaridade de Sorensen, há similaridade entre as parcelas de controle e baixa infestação de *I. walleriana*. A diversidade foi considerada alta, mas a composição dos tratamentos se mostrou diferente. Segundo o gráfico de ordenação MDS (*Multidimensional Scaling*) não há uma distinção específica entre as parcelas dos tratamentos analisados. As espécies herbáceas exóticas e nativas do PARNASO estão interagindo.

Palavras chaves: Contaminação biológica, Espécies Exóticas Invasoras, Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Domínio Tropical Atlântico.

ABSTRACT

The biological contamination for alien species one can be considered from the largest threats to the world biodiversity, but in Brazil there are few information on this subject, mainly being treated of protected areas. The present study was accomplished in the Serra dos Órgãos National Park, in Teresópolis, he had as objective evaluates the influence of the species exotic *Impatiens walleriana* Hook. F. and *Hedychium coronarium* J. König on the native vegetable community of the areas of border of the Highway of the Dam. The data collection was accomplished in the September 25, 26 and October 02 and 09, 2010. 40 portions of 5x2 m were allocated along the highway, distributed in four types of samples: it controls (C), where there was not presence of none of the two species in subject; high (AL) and low infestation of *H. coronarium* (BL) and low infestation of *I. walleriana* (BB). In every study area they were sampled 6.998 individuals, being of these 1.128 of *H. coronarium* and 168 of *I. walleriana*. The other individuals were understood in 110 species, of 64 goods in 37 families. For some groups, it was not possible the identification, not even to at family level. The families Asteraceae and Poaceae were the ones that presented the largest wealth values. The indexes of diversity of Shannon were similar to studies accomplished with herbaceous species, being considered high. Already for Simpson's index, the values were low. The index of similarity of Jaccard presented very low values, indicating that as for the composition, the portions are quite different. But, in agreement with the results found by the index of similarity of Sorensen, there is similarity between the control portions and low infestation of *I. walleriana*. The diversity was considered high, but the composition of the treatments was shown different. According to the ordination graph MDS (*Multidimensional Scaling*) no there is a specific distinction among the portions of the analyzed treatments. The exotic and native herbaceous species of PARNASO are interacting.

Key words: biological Contamination, Exotic Species Invasoras, National park of the Mountain of the Organs, Tropical Domain Atlantic Ocean.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	X
LISTA DE SIGLAS.....	XII
LISTA DE TABELAS.....	XIII
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1. A Mata Atlântica no Brasil e no Estado do Rio de Janeiro.....	3
2.2. Contaminação Biológica por Espécies Exóticas e Seus Impactos Sobre a Vegetação Nativa.	4
2.2.1. Histórico da Contaminação Biológica por Espécies Exóticas no Brasil.....	9
2.2.2. Controle e Manejo das Espécies Exóticas Vegetais Invasoras.	11
2.3. Espécies Exóticas com Ocorrência no Parque Nacional da Serra dos Órgãos. 14	
2.3.1. <i>Hedychium coronarium</i> J. König (Lírio-do-brejo).	15
2.3.2. <i>Impatiens walleriana</i> Hook. F. (Beijinho).....	16
3. OBJETIVOS	18
3.1. Objetivo Geral	18
3.2. Objetivos Específicos	18
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
4.1. Área de Estudo	19
4.1.1. Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO)	19
4.2. Área Amostral	25
4.3. Unidade Amostral	26
4.4. Coleta e Análise dos Dados.....	29
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
5.1. Influência das Espécies Exóticas Sobre Riqueza e Abundância.	32
5.2. Influência das Espécies Exóticas Sobre a Diversidade	39

5.3. Similaridade Entre Tratamentos	41
6. CONCLUSÕES.....	47
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
8. ANEXOS	55
Anexo 1: Lista de espécies do estrato herbáceo e sua ocorrência nos tratamentos na zona de uso intensivo da sede de Teresópolis do Parque Nacional da Serra dos Órgãos.	55

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema que ilustra a “regra do 10” (“ <i>the tens rule</i> ”) (Fonte: WILLIANSOM & FITTER, 1996b).....	7
Figura 2. Principais etapas do processo de invasão. O tamanho da população e o tempo de duração de cada etapa variam para as espécies (Fonte: MARCHANTE, 2001 <i>apud</i> ESTEVES, 2009).....	12
Figura 3. Indivíduos de <i>H. coronarium</i>	16
Figura 4. Flores de <i>H. coronarium</i>	16
Figura 5. Detalhe para flor de <i>I. walleriana</i>	17
Figura 6. Colônia de <i>I. walleriana</i>	17
Figura 7. Localização do Parque Nacional da Serra dos Órgãos em relação ao Rio de Janeiro e ao Brasil. Delimitações antes da expansão da área do PARNASO (adaptado de IBAMA, 2009 <i>apud</i> RIBEIRO, 2009).....	20
Figura 8. Localização e extensão da área do PARNASO. Em verde claro, está representada a área de ampliação do parque (1984). A área em verde escuro representa a área de ampliação do parque (2008). (Fonte: www.icmbio.gov.br/parnaso).....	21
Figura 9. Piscina Natural – Década de 1940 (Fonte: www.icmbio.gov.br/parnaso)....	21
Figura 10. Construção da Trilha da Pedra do Sino – Década de 1940 (Fonte: www.icmbio.gov.br/parnaso).....	21
Figura 11. Zoneamento da antiga área do Parque Nacional da Serra dos Órgãos na área antes da ampliação. (Fonte: ICMBIO, 2010).....	23
Figura 12. Localização da zona de uso intensivo na sede de Teresópolis do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (Fonte: ICMBIO, 2010).....	24
Figura 13. Estrada da Barragem, Parque Nacional da Serra dos Órgãos/Teresópolis/RJ.....	25
Figura 14. (AL) Parcela de alta infestação de <i>H. coronarium</i>	27
Figura 15. (BL) Parcela de baixa infestação de <i>H. coronarium</i>	27

Figura 16. (BB) Parcela de baixa infestação de <i>I. walleriana</i>	28
Figura 17. (C) Parcela controle.....	28
Figura 18. Distribuição das espécies do estrato herbáceo nas diferentes famílias botânicas. DF – demais famílias.....	33
Figura 19. Distribuição da abundância do estrato herbáceo nas diferentes famílias botânicas. DF – demais famílias.....	34
Figura 20. Relação entre riqueza e abundância do estrato herbáceo nas diferentes famílias botânicas. As famílias estão ordenadas segundo a abundância.....	35
Figura 21. Relação da riqueza de espécies nos diferentes tratamentos na presença de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	37
Figura 22. Relação da riqueza de espécies nos diferentes tratamentos na ausência de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	37
Figura 23. Relação da abundância de indivíduos nos diferentes tratamentos na presença de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	38
Figura 24. Relação da abundância de indivíduos nos diferentes tratamentos na ausência de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	38
Figura 25. Dendrograma de Similaridade na presença de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	42
Figura 26. Dendrograma de Similaridade na ausência de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	42
Figura 27. Dendrograma de Similaridade na ausência de espécies raras, <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	43
Figura 28. Dendrograma de Similaridade na ausência de espécies raras, <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	44
Figura 29. Representação da ordenação do MDS na presença de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	45
Figura 30. Representação da ordenação do MDS na ausência de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	45
Figura 31. Representação da ordenação do MDS na ausência de espécies raras e presença de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	46
Figura 32. Representação da ordenação do MDS na ausência de espécies raras, <i>H.</i>	

LISTA DE SIGLAS

CDB – Conferência sobre Diversidade Biológica

CMMAD – Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento

EUA – Estados Unidos da América

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

INEA – Instituto Estadual do Ambiente

INPE – Instituto Nacional de Pesquisa Espacial

PARNASO – Parque Nacional da Serra dos Órgãos

PIB – Produto Interno Bruto

RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Nacional

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características do estrato herbáceo nos diferentes tratamentos com presença de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	36
Tabela 2. Características do estrato herbáceo nos diferentes tratamentos com ausência de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i> das parcelas a que pertencem.....	36
Tabela 3. Índices de diversidade dos diferentes tratamentos com presença de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	39
Tabela 4. Índices de diversidade dos diferentes tratamentos com ausência de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	39
Tabela 5. Valores dos índices de Similaridade de Jaccard e Sorensen entre tratamentos com presença de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	41
Tabela 6. Valores dos índices de Similaridade de Jaccard e Sorensen entre tratamentos com ausência de <i>H. coronarium</i> e <i>I. walleriana</i>	42

1. INTRODUÇÃO

A diversidade biológica que encontramos atualmente é resultado da evolução das espécies durante bilhões de anos e pode ser entendida como “a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas” (CDB, 2000:11).

Os ecossistemas se estabelecem e se mantêm com base na biodiversidade e esta serve como fonte de recursos naturais e serviços para os seres humanos. A partir desta informação, pode-se afirmar que é através da biodiversidade que a vida na Terra se torne possível, inclusive, a vida humana. A utilização destes recursos naturais atende as necessidades humanas, existindo então razões morais, sociais, culturais, estéticas, econômicas e culturais para a conservação da biodiversidade (CMMAD, 1991 *apud* RIBEIRO, 2009).

Variações geográficas e climáticas impostas às espécies podem comprometer sua dispersão e isso limita sua ocorrência, além de terem provocado o isolamento de comunidades durante as eras geológicas. Tais isolamentos indicam que os processos evolutivos vêm ocorrendo de maneira diversificada nestas comunidades. Desta forma espécies diferentes foram surgindo a partir do cruzamento entre as populações, fazendo com que estas criassem relações específicas (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Todas as espécies têm a capacidade de se deslocarem de um local para outro, a fim de explorar novos recursos. Este processo pode ser dificultado com a imposição de barreiras físicas e biológicas, tais como características ambientais, climáticas ou geográficas. Mesmo com a presença de tais barreiras, a troca de espécies entre regiões biogeográficas sempre ocorreu (CARVALHO & JACOBSON, 2005).

Com os processos migratórios que se iniciaram a mais de 100.000 anos, quando o homem começou a se espalhar pelas diferentes partes do mundo, a dispersão de espécies pelo planeta foi facilitada (STRINGER & ANDREWS, 1988). Os períodos das Grandes Navegações e a Revolução Industrial foram de grande importância para o aumento significativo da dispersão das espécies pelo mundo (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Geograficamente falando, pode-se dizer que, com as migrações humanas, vêm ocorrendo um processo desordenado de ocupação e desocupação de diferentes áreas (HAESBAERT, 2004), e isto vêm favorecendo a destruição dos territórios ecossistêmicos. Infelizmente o descompasso dos processos de destruição e reconstrução de ecossistemas vem aumentando a cada ano.

A extinção de espécies e populações através de processos naturais é um acontecimento normal. Estas extinções têm ocorrido há milênios e são equilibradas para que possa ocorrer a evolução das espécies. Assim quando ocorre perda local de uma população, ocorre uma compensação através do estabelecimento de outra espécie através da dispersão (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). A destruição ou alteração de habitats é uma das principais causas de perda de diversidade, estando a maior parte desta diversidade nas florestas tropicais, que mesmo ocupando apenas 7% da extensão da Terra, contém mais da metade das espécies do mundo (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

As espécies exóticas têm grande potencial de alterar os sistemas naturais (ZILLER, 2001). Sua introdução pode ser provocada por intervenções antrópicas diretas ou não e é uma das maiores causas da perda de diversidade em ecossistemas nativos e (ZILLER & GALVÃO, 2002). A introdução de espécies exóticas é considerada como a segunda maior ameaça mundial à biodiversidade, ficando atrás apenas da destruição de habitats pela exploração humana direta, além de tratar-se de um problema que a maior parte dos países subestima (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992; ZILLER, 2001; CARVALHO &

JACOBSON, 2005). Na literatura, tais espécies são conhecidas de várias formas, tais como: alienígenas, invasoras, não-nativas, introduzidas.

A necessidade de se estudar estas espécies se deu devido ao seu aparecimento em certas atividades agrícolas, principalmente porque causou vários prejuízos aos grandes proprietários de terra e produtores (INSTITUTO HÓRUS, 2010). Mesmo assim, ainda são muito poucos os estudos sobre este assunto. Estes vêm sendo um dos principais temas em Unidades de Conservação, visto que se ocorre a introdução de espécies exóticas em seu território, sua diversidade pode ser colocada em risco (ICMBIO, 2010).

A conservação dos ecossistemas tem função de vital importância, principalmente quando se trata do Brasil, que possui uma das maiores biodiversidades do mundo.

Este trabalho busca gerar conhecimentos sobre a influência das espécies exóticas sobre a comunidade vegetal nativa de uma Unidade de Conservação e encontrar alternativas para que tais processos de invasão não comprometam à diversidade biológica local.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. A Mata Atlântica no Brasil e no Estado do Rio de Janeiro

Os ambientes mais ricos em diversidade biológica no mundo são as Florestas Tropicais (PRIMACK & RODRIGUES, 2001, RIBAS *et al.*, 2003, SANTOS & KINOSHITA, 2003; ARAÚJO *et al.*, 2005) , que mesmo com apenas 7% da extensão da Terra, contém mais da metade das espécies do planeta (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Em quase todos os grupos de organismos a biodiversidade tende a aumentar em direção aos trópicos, atingindo seu auge nas Florestas Tropicais Úmidas próximas ao Equador (ODUM, 1988; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2009).

O Brasil possui cinco importantes biomas e o maior sistema fluvial do mundo, tendo também a maior biota continental da Terra, mas embora a biodiversidade brasileira seja impressionante, não há estudos suficientes que consigam desvendar todos os seus segredos. Com aproximadamente 56.000 espécies de plantas (excluindo fungos), o Brasil tem uma das floras mais ricas do mundo – quase 19% da flora mundial (GIULIETTI *et al.*, 2005). A bacia amazônica, que é responsável pela maior biodiversidade terrestre e de água doce do Brasil, representa cerca de 40% das florestas tropicais remanescentes do mundo (BRANDOM *et al.*, 2005). O Brasil também possui dois *hotspots*¹ de diversidade (o Cerrado e a Mata Atlântica) e a maior área úmida tropical do mundo: o Pantanal (BRASIL, 2000; BRANDOM *et al.*, 2005; MITTERMEIER *et al.*, 2005).

A Mata Atlântica é um complexo e exuberante conjunto de ecossistemas de grande importância por abrigar uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil, reconhecida nacional e internacionalmente no meio científico. É também um dos mais importantes biomas brasileiros, quando se trata de diversidade de espécies, e um dos biomas mais ameaçados do mundo devido ao avanço dos grandes centros urbanos, que lamentavelmente vem destruindo os habitats e uma vasta variedade de ecossistemas associados (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2004). Originalmente estendia-se de forma contínua ao longo da costa brasileira, penetrando até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina. No passado cobria mais de 1,5 milhões de km², com 92% desta área situada no Brasil e atualmente não resta mais de 27% de sua extensão original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2001; BRASIL, 2008). Como é encontrada na região litorânea, a Mata Atlântica foi sendo destruída para dar lugar às grandes cidades que viram esta área como uma grande oportunidade de obtenção de renda à partir do turismo e do lazer (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

Este bioma, além de apresentar elevada biodiversidade, possui muitas espécies endêmicas, raras e ameaçadas de extinção (RAMBALDI *et al.*, 2003). É um dos 34 *hotspots* mundiais (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, 2000; MITTERMEIER *et al.*, 2005).

O auto grau de interferência na Mata Atlântica é conhecido, pois vêm ocorrendo desde o início da colonização européia com a exploração do pau-brasil que servia de matéria-prima na indústria têxtil, a expansão das áreas utilizadas para cultivo de cana-de-açúcar e posteriormente com o ciclo do café, além das áreas de extração de ouro (DEAN, 1996, CARVALHO, 2005; INEA, 2010). Esses processos vincularam a um desenvolvimento da área urbana com o processo de industrialização, com as principais cidades e metrópoles

¹ *Hotspots* são classificados como zonas de alta diversidade e concentração de espécies endêmicas que sofrem elevada pressão antrópica, sendo uma área prioritária para conservação (BRASIL, 2000; MITTERMEIER *et al.*, 2005).

brasileiras assentadas hoje na área originalmente ocupada pela Mata Atlântica, que fizeram com que sua vegetação natural fosse reduzida drasticamente (CARVALHO, 2005).

Atualmente a exploração das áreas florestadas permanece, mas incluindo o cultivo de cacau, soja, a criação de gado e a especulação imobiliária, causando ainda mais devastação da Mata Atlântica e grande degradação ambiental (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2001; BRASIL, 2008). O processo de fragmentação que vem ocorrendo na Mata Atlântica implica basicamente em três efeitos que atingem diretamente à biodiversidade, são eles: perda de espécies pela redução da área, a dispersão de propágulos de animais e plantas entre fragmentos fica desestruturada e ocorre ainda o *efeito de borda*², que permitiram que espécies de capim invadissem o Cerrado (PIVELLO *et al.*, 1999) e que palmeiras entrassem na Mata Atlântica e Amazônia (DISLICH *et al.*, 2002; RAMBALDI *et al.*, 2003).

O maior perigo para a degradação ambiental é a extinção de espécies, neste caso, extinção local, pois, uma vez extinta, a população desta determinada espécie não pode ser recuperada e a comunidade da qual ela participava torna-se mais empobrecida (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). A extinção das espécies não está distribuída uniformemente no território nacional, nem mesmo dentro dos biomas, visto que em uma área, uma determinada espécie sofre maior ameaça que em outra (PINTO *et al.*, 2006; ZILLER, 2001).

A maior parcela dos remanescentes florestais no estado do Rio de Janeiro e de todo o Brasil estão associados às Unidades de Conservação de Proteção Integral, o que permite a sua preservação e contribua de alguma forma com seus serviços ambientais. Segundo dados recentes do INEA (2010). Existem 800 Unidades de Conservação no Brasil, entre estaduais e federais. Cerca de 13 milhões de hectares na Mata Atlântica são preservadas, sendo destas 684 Unidades de Conservação de Proteção Integral, que constituem um total de 2% da área total do bioma no país. Mesmo que o número dessas áreas preservadas seja expressivo, a soma destas áreas com as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) totaliza 2.500.000 hectares (INEA, 2010). Este valor representa 64% de uma única área preservada na Amazônia – o Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque – no Estado do Amapá. Dentro deste contexto, pode-se afirmar que tal bioma só poderá ser mantido caso haja um aumento no número de áreas protegidas, adicionados às outras regiões que não se encaixem no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) mas que são de grande importância para a preservação das matas e sua diversidade (PINTO *et al.*, 2006).

Sob jurisdição e administração federal e estadual, o Estado do Rio de Janeiro possui aproximadamente 4.300 km², cerca de 17% de sua superfície, que se encontram protegidos em Unidades de Conservação. Existem 19 unidades federais, entre parques nacionais, reservas biológicas e áreas de proteção ambiental administradas pelo ICMBIO, e mais 26 unidades estaduais, entre parques estaduais, reservas biológicas, estações ecológicas, áreas de proteção ambiental, administradas pelo INEA e Secretaria de Estado do Ambiente (INEA, 2010).

2.2. Contaminação Biológica por Espécies Exóticas e Seus Impactos Sobre a Vegetação Nativa.

Em 1860, o naturalista inglês Charles Darwin (1809-1882) foi o primeiro a demonstrar preocupação com o assunto, mas o primeiro cientista a escrever sobre espécies exóticas foi Charles Elton, por volta de 1850. Darwin escreveu seu primeiro artigo sobre o assunto em 1859 cujo título foi “*On the Origin of Species*” e ainda ilustrou a última edição da revista *Asa Grey’s* com “*Manual of the Flora of the Northern United States*” (REJMANEK, 1996). Apesar disto, só por volta de 1980 é que a comunidade científica realmente percebeu a

² Efeitos de borda nada mais são que alterações na estrutura e composição da floresta na área de contato entre fragmentos e áreas abertas (PIVELLO *et al.*, 1999)

importância do estudo sobre este assunto devido o grande problema que as invasões biológicas representavam (ZILLER, 2001; PIVELLO, 2005). Ziller (2001) afirma que Darwin registrou em meados do século 19 uma densa ocupação dos pampas argentinos e chilenos pelo *Cynara cardunculus*, conhecido popularmente por cardo. Diz ainda que em 1865 um visitante do Parque Nacional Yosemite, nos Estados Unidos solicitou que este fosse protegido da crescente ocupação por plantas daninhas européias e que em 1860, a África do Sul tratou como praga pela primeira vez um espécie vegetal invasora.

Espécies exóticas são aquelas que ocorrem numa área fora de seu limite natural historicamente conhecido, como resultado de dispersão acidental ou intencional por atividades humanas (ZILLER, 2001; CARVALHO & JACOBSON, 2005; PIVELLO, 2005; SCHNEIDER, 2007; ZILLER *et al.*, 2007). Tal conceito está relacionado com a ocupação fora de seu ambiente natural, independentemente de divisas políticas de países ou estados, ou seja, espécies nativas do Brasil em um ambiente também são consideradas exóticas quando inseridas em outros, ainda que dentro das mesmas fronteiras políticas (CAMPOS *et al.*, 2005).

A florística de uma determinada região pode ser intensamente alterada pela substituição das áreas naturais por cultivos agrícolas, florestais ou espécies exóticas introduzidas. O avanço das espécies exóticas em ambientes naturais é um fato que gera preocupação em todo o mundo, mas que ainda assim não fazem com que estes realizem efetivamente o controle e erradicação do problema (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992; ZILLER, 2000; ZILLER, 2001; CARVALHO & JACOBSON, 2005; FERREIRA *et al.*, 2005).

Espécies exóticas têm potencial para se tornarem invasoras, ou seja, uma vez introduzidas em ambiente que não é seu de origem, apresentam grande capacidade de adaptação e reprodução, gerando descendentes férteis e com grandes probabilidades de sobrevivência, a ponto de ocupar o espaço de espécies nativas e excluí-las de seu ambiente (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992; CDB, 2000; MACK *et al.*, 2000; ZILLER, 2001; ZILLER & GALVÃO, 2002; PIVELLO, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2009). Quando este processo ocorre, é conhecido como invasão biológica ou contaminação biológica (CDB, 2000; MACK *et al.*, 2000; ZILLER, 2000; PIVELLO, 2005; BRASIL, 2008). Tais espécies são capazes de provocar alterações nos processos ecológicos naturais, tendendo a tornarem-se dominantes após um período de tempo mais ou menos longo (ZILLER, 2001; ZILLER & GALVÃO, 2002; ALMEIDA *et al.* 2009). Estas podem comprometer à integridade do sistema natural ou agrícola, e muitas destas espécies não são competidoras em seu ambiente natural (CALLAWAY & ASCHEHOUG, 2000). No Brasil, estima-se que 20% das espécies encontradas em seu território tenham sido introduzidas (CARVALHO, 2005), mas ainda é muito pequeno o número de estudos que possam comprovar tal estimativa.

Ziller (2000) afirma que a contaminação biológica pode ser entendida como um processo em que atividades antrópicas podem colocar em contato espécies que evoluíram separadamente e que, não possuem características em comum que permitam que coexistam. A ação humana pode criar condições ambientais não usuais, tais como as queimadas, pulsos de nutrientes e fragmentação, as quais as espécies exóticas conseguem se adaptar mais rapidamente que as espécies nativas, que permite maior entrada de radiação solar. A intervenção antrópica é considerada um dos maiores fatores de alterações de habitat, e são nestas áreas onde as espécies exóticas são encontradas em maiores concentrações (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Sendo assim, estas novas espécies depois de introduzidas podem se neutralizar ou causar sérias alterações ambientais no ecossistema que foi invadido, como por exemplo, a saída das espécies nativas do local.

O principal impacto causado por espécies exóticas invasoras refere-se á sua capacidade de modificar processos sistêmicos naturais (ZILLER & GALVÃO, 2002;

SIQUEIRA, 2006). Tais espécies podem ser alelopáticas, ou seja, liberar biotoxinas para fazer com que plantas sensíveis a estas substâncias sejam excluídas da área, mas também a ausência de relações mutualísticas, patógenos e predadores tornam mais fáceis à proliferação das espécies invasoras (BAIS *et al.*, 2003).

Um ecossistema que sofreu o processo de invasão biológica está contaminado ou poluído. A contaminação biológica ou biopoluição causa mudanças nos ambientes naturais e prejuízos à biodiversidade, causando dano a tais espécies e ao funcionamento do ecossistema. Tem-se também o fato de que a biopoluição não causa danos apenas à biodiversidade, mas atinge também a economia e a saúde humana. IBAMA (2006) aponta 97 espécies exóticas invasoras que causam danos à saúde humana, dentre eles: 14 espécies de vírus, 11 de bactérias, 7 de protozoários, 8 de fungos, 12 de helmintos, 7 de moluscos, 18 de artrópodes e 20 de plantas. Algumas das endemias presentes no Brasil, dentre elas a esquistossomose e a filariose, são transmitidas por espécies originalmente de outros continentes. A dengue é uma doença originária da Ásia, mas tem como principal transmissor da doença no Brasil o mosquito africano *Aedes aegypti* (ZILLER, 2000; IBGE, 2004; IBAMA, 2006).

A poluição química é um problema ambiental que ao longo do tempo pode ser amenizado. Ao contrário deste exemplo, as invasões biológicas se multiplicam, se espalham e causam problemas de longo prazo que se agravam com o passar do tempo e não permitem que os ecossistemas afetados se recuperem naturalmente, ou seja, perdem resiliência (WESTBROOKS, 1998 *apud* RIBEIRO, 2009). A capacidade invasora de uma espécie depende de uma série de variáveis que podem aumentar ou diminuir o sucesso de seu estabelecimento, dispersão, persistência e dominância numa nova área, tais como as variáveis climáticas, topográficas e biológicas da área ocupada, além de que a bioinvasão pode representar a fragilidade do ambiente (ZILLER, 2000).

Dentre os impactos mais citados na literatura estão as alterações em processos ecológicos essenciais como ciclagem de nutrientes, produtividade vegetal, cadeias tróficas, estrutura, dominância, distribuição e função de espécies, distribuição de biomassa, densidade de espécies, porte da vegetação, índice da área foliar, queda de serrapilheira, taxa de decomposição, processos evolutivos e relações entre polinizadores e plantas (ZILLER, 2000; PRIMACK & RODRIGUES, 2001; CARVALHO & JACOBSON, 2005; ZILLER *et al.*, 2007). Podem mudar o ambiente para adequação de espécies animais, alterar características físicas do ecossistema podendo gerar processos erosivos, desencadeando processos de sedimentação, alterando o ciclo hidrológico, regime de incêndios e no balanço energético, causando ainda uma desvalorização do valor econômico e estético da paisagem, comprometendo seu potencial turístico (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; ZILLER & GALVÃO, 2002; IBAMA, 2006) Tais espécies podem ainda produzir híbridos ao cruzarem com espécies nativas e alterar os padrões de fluxo gênico colocando em risco genótipos de espécies originais (DISLICH *et al.*, 2002).

Os efeitos agregados de invasões potencializadas por atividades antrópicas põem em risco esforços para a conservação da biodiversidade, a manutenção da produtividade de sistemas agrícolas, a funcionalidade de ecossistemas naturais e a saúde humana (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992; MACK *et al.*, 2000; ZILLER, 2000; PRIMACK & RODRIGUES, 2001; DISLICH *et al.*, 2002; IBAMA, 2006).

Segundo Pimentel *et al.* (2001), a disponibilidade de recursos e o estado de nutrientes do solo (tratando-se de espécies vegetais) assim como sua ciclagem, pode sofrer sérias alterações, quando se relaciona a agressividade e a pressão que as espécies exóticas exercem sobre as nativas. Além da competição por nutrientes, há também competição por água, luz e espaço, fazendo com que ocorra uma reorganização do espaço, até que a espécie mais fraca saia do sistema (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992). Sendo assim, espécies exóticas são

capazes de competir com as nativas a tal ponto de ocupar seu nicho e tentar excluí-las do sistema.

Pimentel *et al* (2001) cita que com os estudos realizados pela CDB, chegou-se à conclusão que cerca de 480.000 espécies exóticas foram introduzidas em diferentes ecossistemas em todo o mundo. Apesar desta estimativa e deste alto número de espécies exóticas, apenas 1 em cada 1000 espécies exóticas se comportam como invasoras, segundo a “regra do 10” (“*the tens rule*”) (Figura 1), citada por Williansom e Fitter (1996b). Estes autores afirmam que apenas 0,01% das espécies têm a capacidade de se tornarem invasoras. Em cada 1000 espécies exóticas transportadas, 100 sobrevivem no novo ambiente, 10 se estabelecem com uma população autosustentável e apenas 1 se comporta como invasora.

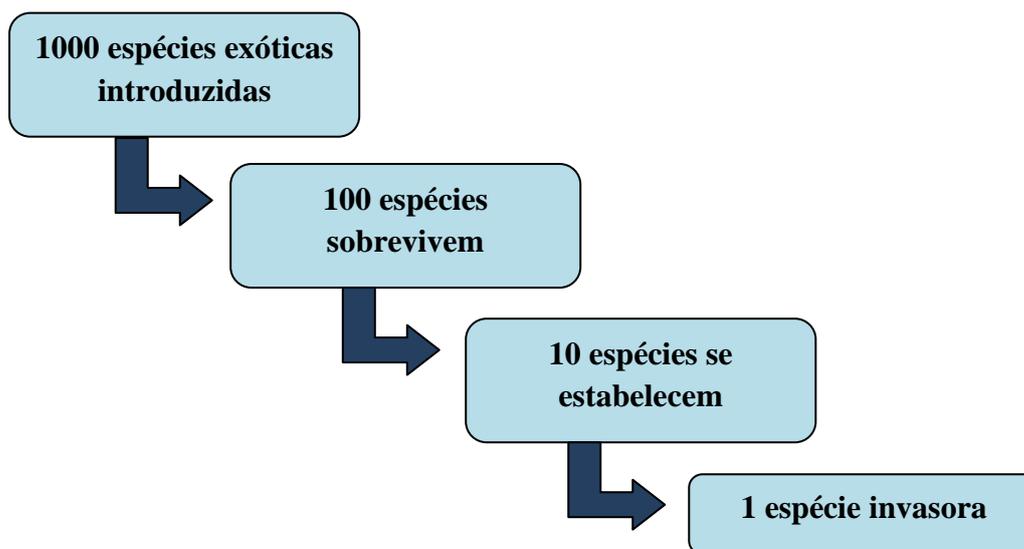


Figura 1. Esquema que ilustra a “regra do 10” (“*the tens rule*”) (Fonte: WILLIANSOM & FITTER (1996b)).

Alguns dos poucos cientistas que pesquisam sobre o impacto das bioinvasões ainda não entraram num consenso para um melhor método de avaliar sua quantificação, mas Parker *et al.* (1999) sugerem que três fatores sejam levados em consideração para tal estudo, sendo estes: área total ocupada, abundância local e alguma medida do impacto por indivíduo, sendo que quanto maior for qualquer um destes fatores, maior é o impacto que tais espécies invasoras causam no local. Quando levar em consideração o fator abundância, deve-se pensar que quanto maior a biomassa, espaço ocupado ou energia consumida pela espécie nativa, menores serão os recursos disponíveis para a espécie competidora.

Mesmo sabendo dos graves problemas que várias espécies exóticas causam ao ecossistema invadido, não se pode negar que em muitos casos, a introdução de espécies exóticas trouxe ganhos à economia, principalmente quando se trata do setor agropecuário. Registros de 1998 mostram que 31% das exportações brasileiras correspondem à espécies exóticas tais como o café, soja e laranja e 26% da matriz energética nacional provém de biomassa vegetal (álcool, lenha e carvão vegetal) (ALBAGLI, 1998). Albagli (1998) também afirma que 40% do PIB brasileiro está relacionado à agroindústria, que em sua grande maioria corresponde à produção de espécies exóticas, portanto, quando tais espécies estão confinadas à produção em ecossistemas agrícolas, estas não podem ser classificadas com espécies invasoras causando problemas e prejuízos ao ecossistema nativo, visto que sua população não aumenta, à não ser que o produtor queira aumentar sua produção.

Carvalho & Jacobson (2005) faz uma boa associação tais como as queimadas, pulsos de nutrientes e fragmentação a espécie exótica *Cyperus rotundus* (Tiririca-brava), pois pode ser utilizadas como cobertura morta sobre o solo que dificulta o processo de erosão, visto que provoca a retenção de umidade e redução do aquecimento do solo, disponibilizando nutrientes, além de que, as espécies que são fixadoras de nitrogênio contribuem para o enriquecimento do solo.

É fato que a grande maioria dos países do mundo carece tanto de registros como de medidas de prevenção e controle de espécies invasoras, requerendo coleta e organização de dados para retratar a situação atual e para estabelecer prognósticos sobre o problema. Este é o caso do Brasil (ZILLER, 2000).

No Brasil há registros de entrada de espécies exóticas nas bordas do Cerrado (PIVELLO *et al.*, 1999), Mata Atlântica e Amazônia (DISLICH *et al.*, 2002), mas também existem outros meios para que tais plantas se dispersem como por exemplo os meios de transporte que podem transportar sementes em longas distâncias e fazer com que estas se estabeleçam em locais diferentes de seu habitat original.

Estima-se que há um severo impacto na economia de um país para que seja efetuado o controle das espécies exóticas invasoras, podendo aumentar de milhões para bilhões anualmente (PIMENTEL *et al.*, 2001; SAKAI *et al.*, 2001; ALLAIE *et al.*, 2005;).

Nos Estados Unidos, a área total ocupada por espécies invasoras vem crescendo a cada ano. Cerca de 2000 hectares por dia são ocupados por tais espécies e calcula-se que cerca de 137 bilhões de dólares são gastos anualmente em virtude desta bioinvasão. Não só nos Estados Unidos que tais fatos ocorrem. Na Austrália estima-se que são gastos em média 4 bilhões de dólares ao ano; na Nova Zelândia, mais de meio bilhão e na África do Sul, 1,2 bilhões de dólares (SANCHES *et al.*, 2007). É necessário que se tenha uma idéia futura dos benefícios e malefícios quando tratamos de introdução de espécies em novas áreas, visto que estas podem causar prejuízos ambientais e gerar grandes custos econômicos quando nos referimos à seu controle.

Sanches *et al.* (2007) citam Pimentel e Tabarelli (2004) onde estima-se que no Brasil os prejuízos causados por espécies exóticas à produção agrícola seja de pelo menos 42 bilhões de dólares ao ano. Este total não inclui os valores referentes ao controle de tais bioinvasões em ambientes naturais, pois este tipo de pesquisa ainda é mais difícil de ser encontrada.

O secretariado da CDB afirmou que estudos realizados no EUA, Reino Unido, Austrália, África do Sul, Índia e Brasil indicam que ocorre uma perda significativa na economia destes países, causado pela introdução das espécies exóticas invasoras nas culturas, pastagens e áreas florestadas, chegando a um montante de aproximadamente 250 bilhões de dólares por ano (BRASIL, 2008). Os danos ambientais, para os países nos quais foram alvos do estudo, chegam a aproximadamente 100 bilhões de dólares. Tais valores chegam a uma perda per-capita anual equivalente a 240 dólares pelo motivo da invasão biológica (BRASIL, 2008). Tratando-se ainda sobre países que foram alvo de estudos realizados pela CDB, foram registrados mais de 120 mil invasões de espécies animais, vegetais e microorganismos. Quando colocamos tais valores extrapolados para todos os ecossistemas existentes na Terra, calcula-se um total de 480 mil introduções de espécies exóticas até os dias de hoje. Desde 1600, as espécies invasoras teriam sido responsáveis por cerca de 39% das extinções de espécies animais (CDB, 2000). As ações de controle das espécies exóticas representam um forte gasto, que chega a bilhões de dólares à economia americana (SANCHES *et al.*, 2007; WESTBROOKS, 1998 *apud* RIBEIRO, 2009).

As primeiras transferências de espécies vegetais foram para suprir necessidades agrícolas, florestais e outras de uso direto. Em períodos mais recentes, a introdução de espécies exóticas está diretamente associada com o comércio de plantas ornamentais

(ZILLER, 2001). Ziller (2000) afirma que além de serem utilizadas para ornamentação, alimentação e produção florestal, tais espécies podem também serem utilizadas para contenção de erosão (visto que podem se desenvolver às margens de cursos d'água), pesquisas científicas, rituais religiosos e medicina natural. Antes da Revolução Industrial o transporte de espécies era muito frequente com a translocação das pessoas e seu estabelecimento em outros locais (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Com a evolução dos meios de transporte e avanço de novas tecnologias, a sobrevivência das espécies em outros locais se torna muito mais fácil e frequente, aumentando ainda mais a possibilidade de proliferação destas.

2.2.1. Histórico da Contaminação Biológica por Espécies Exóticas no Brasil

Durante o período de colonização, diversas espécies de plantas ornamentais foram introduzidas em diferentes partes do mundo, com o único objetivo de fazer com que a paisagem em volta fosse familiar à sua terra de origem. Neste período várias espécies animais eram transportadas juntamente com as vegetais pelos europeus para suas colônias, desta forma haveria animais suficientes para sua caça e tornaria o ambiente mais amistoso (SANTOS *et al.*, 2005a).

A introdução das espécies exóticas no Brasil também foi iniciada no período do Brasil Colônia, quando os europeus trouxeram a gramínea africana *Brachiaria* nas camas de palha dos escravos e, atualmente esta espécie domina o estrato herbáceo em reservas do Cerrado, tornando-se um problema para a sustentabilidade de populações de espécies arbóreas nativas devido à competição com plântulas (PIVELLO *et al.*, 1999; CARVALHO & JACOBSON, 2005). A cana-de-açúcar, por exemplo, foi introduzida no território em 1534 em São Vicente (SP) e rapidamente foi difundida no Rio de Janeiro e Nordeste (DEAN, 1996). Decretos reais de 1809 e 1810 ofereciam isenção de impostos e prêmios àqueles que apresentassem plantas de valor econômico, assim, os Jardins Botânicos tinham como principal função, fazer com tais espécies se adaptassem ao clima local para que pudessem ser consumidas pelos colonizadores. Durante este período, espécies como o cravo, canela, noz-moscada, fruta-pão, cânfora, abacate, manga e tão aclamada e reverenciada “Palmeira Imperial” foram introduzidas no Brasil. Chuchu, jaca, jambo-rosa e soja (de origem asiática) e quiabo, dendê, inhame, feijão-fradinho e mamona (de origem africana) também foram trazidas para suprir as necessidades da realeza (DEAN, 1996).

Contudo, não somente plantas ornamentais, gramíneas e alimentícias, mas também as árvores têm sido introduzidas para a silvicultura, para o controle de erosão ou para o paisagismo. Com o passar do tempo e com a crescente disseminação, o potencial de espécies lenhosas invasoras, como pinheiros, eucaliptos e leguminosas tornou-se visível (SANTOS *et al.*, 2005a).

A tradição paisagística brasileira, que se iniciou ao final do século XVIII, foi influenciada principalmente pela França e Inglaterra, que por sua vez trouxeram pensamentos de como deveriam ser os jardins e arborização de nossas cidades. Com Burle Marx foi introduzida a arquitetura paisagística, mas ainda assim eram muito utilizadas espécies exóticas que ainda são as mais vistas na arborização urbana brasileira (SANTOS *et al.*, 2005a).

A espécie *Tecoma stans*, popularmente conhecida como “ipê de jardim” é originária do México e da região sul dos EUA e foi introduzida no Brasil como planta ornamental por volta de 1871, sendo muito cultivada em jardins particulares e em arborização urbana. Tal espécie já era considerada invasora na Nicarágua, Argentina e recentemente, no Brasil, tem atingindo mais significativamente o estado do Paraná, onde já foram registrados dados de

infestação em 50 mil hectares de pastagens, dos quais 10 mil já são considerados totalmente improdutivos (VIBRANS *et al.*, 2005).

Em ecossistemas brasileiros, invasões a partir das bordas têm sido relatadas para o bioma Cerrado (PIVELLO *et al.*, 1999) e para a Mata Atlântica. As invasões biológicas em áreas de florestas geralmente são iniciadas pelas bordas, visto que são locais menos protegidos e sofrem muita influência do meio externo, tornando mais fácil a entrada de novas espécies, onde estas podem acabar migrando para o interior da floresta (PATON, 1994; FENSHAM & COWIE, 1998; STOHLGREN *et al.*, 2002). Florestas tropicais raramente sofrem invasões, mas há exceções para esta regra, pois lianas e trepadeiras exóticas podem ter efeito importante nas bordas, sendo frequente também a presença de plantas exóticas colonizando clareiras (DISLICH *et al.*, 2002).

Artocarpus heterophyllus, vulgarmente conhecido como “jaqueira”, é uma espécie originária do Sudeste asiático, possivelmente da Índia, onde sua introdução ocorreu durante o período colonial onde, os Vice-Reis da Índia deveriam enviar em um período de tempo, espécies vegetais para a África e Brasil, incluindo a Metrópole, para tentar introduzi-las nas novas regiões onde os colonizadores residiriam (IBGE, 2004; ABREU & RODRIGUES, 2005). Na Mata Atlântica, esta espécie foi introduzida para o reflorestamento em áreas antes devastadas e se tornaram verdadeiras pragas, devido sua grande capacidade de reprodução e adaptação às condições a ela impostas, além de estarem associadas a atividades antrópicas como a caça (ABREU *et al.*, 2003).

Segundo Pivello (2005), muitas plantas foram introduzidas no Cerrado brasileiro como ornamentais e se tornaram invasoras principalmente em ambientes terrestres, assim como *Impatiens parviflora* (beijinho), *Archontophoenix cunninghamiana* (palmeira imperial australiana), várias espécies de *Pinus* (pinheiro) e *Eucalyptus* (eucalipto) (que atualmente correspondem à 8% das causas de introdução de exóticas no Brasil), além de várias outras plantas. Outros exemplos de espécies que se tornaram problemas foram *Salvinia molesta* e *Eichhornia crassipes* (aguapé) que são plantas aquáticas sul-americanas que se tornaram infestantes de lagos e represas de toda a faixa tropical do globo. Conforme ocorrem explosões populacionais, estas espécies vão diminuindo a oxigenação da água, levando à morte peixes e outros organismos aquáticos (ZANCHETTA & DINIZ, 2006; WITTENBERG & COCK 2001 *apud* RIBEIRO, 2009).

Pivello (2005) ainda cita alguns outros exemplos de espécies exóticas invasoras que serviram de alerta sobre o assunto das invasões biológicas. A introdução de coelhos *Oryctolagus cuniculus* na Inglaterra e na Austrália causou grandes perdas agrícolas. Esta espécie é originária da Península Ibérica, e foi levada da França para a Inglaterra no século XII e, em 1778, foi levado para a Austrália, tornando-se pragas nos dois países. Seu controle só foi possível com sua contaminação pelo vírus da mixomatose que, embora fosse letal à maioria dos indivíduos, deixou de ser à medida que ia ocorrendo a seleção das populações do coelho resistente ao vírus.

Assim como espécies exóticas podem ser introduzidas num certo local de maneira proposital, esta introdução também pode ocorrer de forma acidental. Exemplo disto foi o caso do *Dreissena polymorpha*, vulgarmente conhecido como “molusco zebrado”, que foi levado acidentalmente aos Grandes Lagos (EUA e Canadá) em cascos de navio, tornando-se uma grande praga e ameaçava a fauna nativa (LIMA, 2003).

No caso do Brasil, ocorreu a introdução da abelha européia africanizada *Apis mellifera*, para fins de pesquisa científica, mas que acabou fugindo do controle dos laboratórios e se espalhou por toda a América do Sul e Central. Esta espécie de abelha é agressiva ao ser humano e ainda compete por recursos com as abelhas nativas (PIVELLO, 2005).

Ao modificar um ambiente natural para ocupação, o homem acaba desmatando uma região, então indiretamente ele tornou esta área passível de dispersão de espécie exótica invasora. Tais espécies são aquelas que não necessariamente precisam ser de outros países para que sejam consideradas exóticas, basta que estejam ocorrendo fora de sua área de ocorrência original para que sejam classificadas como tal. O sagüi-estrela (*Callithrix penicilata*), por exemplo, é originário do Nordeste do Brasil, e é espécie invasora nas matas do Centro-sul do País, para onde foi levado como animal de estimação, competindo com as espécies de micos locais por habitat e alimento. (PRIMACK & ROBRIGUES, 2001; ZILLER, 2000; ABREU *et al.*, 2003; IBGE, 2004). A ausência de predadores naturais, patógenos ou o fato das espécies nativas possuírem mecanismos para auto-regularem suas populações, permite que as espécies exóticas e/ou invasoras consigam se estabelecerem no local e comecem uma relação de dominância da área ocupada (ABREU *et al.*, 2003).

A introdução no Brasil de quatro espécies de mosca-varejeira do gênero *Chrysomya* aparentemente causou deslocamento da espécie nativa *Cochliomyia macellaria*. Em determinadas regiões onde *Chrysomya albiceps* e *Chrysomya putoria* eram frequentes, a espécie nativa *Cochliomyia macellaria* sofreu até 89% de redução em sua abundância. O impacto causado pelas espécies do gênero *Chrysomya* também se deu sobre *Lucilia eximia*, outra espécie nativa das Américas (REIGADA *et al.*, 2003).

O tráfico de animais que são retirados dos ecossistemas brasileiros pode alterar significativamente não somente a dinâmica das populações dentro destes ecossistemas como também podem alterar a dinâmica das populações de onde tais espécies forem introduzidas. A Amazônia é fonte de peixes ornamentais e seus principais destinos são Estados Unidos, Japão e Alemanha (IBGE, 2004).

2.2.2. Controle e Manejo das Espécies Exóticas Vegetais Invasoras.

O processo de invasão das espécies pode ser dividido em algumas etapas (Figura 2):

- Introdução, onde a espécie pode não resistir às condições a elas impostas e se extinguir rapidamente, se estabelecerem por algum tempo ou se estabelecerem no local sem causar danos à biota ou ao ecossistema;
- Colonização ou Naturalização, ou seja, a espécies podem chegar a locais onde não foram introduzidos e formarem populações com auto-sustentabilidade. Uma espécie naturalizada pode manter-se estável até que ocorra algum fato que possibilite sua propagação e dominância da área. Tais perturbações no ambiente dão origem aos nichos, que representam grande oportunidade para a permanência da espécie invasora.
- Expansão;
- Equilíbrio na comunidade ingressante.

Nas últimas fases, as espécies invasoras poderão passar a interagir com as espécies nativas, podendo se estabelecer no ambiente ou não (WILLIAMSON & FITTER, 1996a; MARCHANTE, 2001 *apud* ESTEVES, 2010).



Figura 2. Principais etapas do processo de invasão. O tamanho da população e o tempo de duração de cada etapa variam para as espécies (Fonte: MARCHANTE, 2001 *apud* ESTEVES, 2010).

A introdução de uma espécie não faz com que seu estabelecimento seja um sucesso, pois estas precisam se adaptar às condições geográficas do local e sua abundância na fase de chegada (“Propagule pressure”), além das características genéticas e fenotípicas e da associação entre eles com o meio ambiente ao entorno (CARVALHO & JACOBSON, 2005). Apenas 10% dos indivíduos invasores têm capacidade de alcançar a fase seguinte, visto que outros fatores também podem influenciar na fase de invasão, assim como o “boom-and-bust”, ou seja, a população sofre um alto crescimento seguido de uma mortalidade muito grande em um curto período de tempo, além da presença ou ausência de predadores que contém no novo ambiente. Para que o invasor tenha um sucesso na área onde foi inserido, é necessário que tenha uma alta resistência, seja altamente agressivo e competitivo no novo ambiente, podendo fazer com que estes se tornem verdadeiras pragas (WILLIANSOM & FITTER, 1996b; CARVALHO & JACOBSON, 2005).

Os ecologistas tradicionalmente explicam a distribuição e abundância de organismos por fatores como interações tróficas (baseadas na alimentação), competição e clima. Entretanto, atualmente tudo indica que outros fatores também são importantes. Um deles é a “engenharia do ecossistema”, que ocorre quando outros organismos (chamados “engenheiros do ecossistema”) criam, modificam e mantêm habitats. A engenharia do ecossistema pode alterar a distribuição e a abundância de grandes números de plantas e animais, e modificar a biodiversidade de maneira significativa. Os exemplos mais conhecidos de engenheiros do ecossistema são os seres humanos (*Homo sapiens*) (HAEMIG, 2008).

As espécies invasoras podem ser manejadas de diversas maneiras, já que cada espécie tem uma forma diferente de se comportar diante aos tratamentos nelas aplicados. Em primeiro lugar, há possibilidade de se fazer sua erradicação ou controle, mas de uma maneira geral, é muito difícil de fazer uma erradicação em áreas naturais, pois isto pode prejudicar no

comportamento das espécies nativas, então é melhor que se faça um controle nas espécies invasoras (WITTENBERG & COCK, 2001 *apud* RIBEIRO, 2009). Esta alternativa é a mais recomendada, pois, se a erradicação não for bem sucedida, a espécie que se desejava retirar da área tratada pode recolonizar, fazendo com que todo o trabalho tenha sido em vão. Sendo assim, são necessários estudos prévios para que o controle a ser aplicado seja coerente com o comportamento da espécie e condiz a ao plano de manejo da área.

Pivello (2005) explica que pode ocorrer o controle de espécies exóticas invasoras em diferentes níveis, seja pelo manejo de populações e/ou comunidades. Este manejo pode ser feito através de técnicas mecânicas, químicas ou biológicas. Assim as espécies invasoras são desfavorecidas, deixando o habitat adequado às espécies nativas; para que estes possam ser recuperados de maneira a atender às necessidades originais das espécies locais. Outras técnicas utilizadas são: o manejo da paisagem, ou seja, fazer com que a área afetada tenha um melhor uso da terra e melhor distribuição espacial entre os indivíduos ali existentes; métodos preventivos ou remediadores.

As espécies nativas podem estabelecer certas relações com as espécies invasoras, então, quando se faz uma erradicação das invasoras, as nativas podem sofrer sérias conseqüências em seu estabelecimento na área. Isto ocorre devido ao fato de que as espécies invasoras podem ter uma relação, por exemplo, com agentes dispersantes da fauna, tais como os pássaros da região. Quando estas são retiradas, a área onde se situavam torna-se abandonada, prejudicando assim as espécies nativas que necessitam de tais agentes dispersantes para se propagarem (ZAVALETA *et al.*, 2001). Zavaleta *et al.* (2001) citam também que podem ocorrer problemas com a proteção do solo na área onde ocorreu a remoção total das espécies invasoras (quando se trata exclusivamente de espécies vegetais). Tais problemas podem ocorrer no solo, visto que quando estas plantas estavam no local, ocorria certa proteção do solo contra a ação de processos erosivos num todo que pode ser associado à sua total exposição aos agentes ambientais tais como chuva; vento; maior insolação, que provoca por sua vez uma maior perda de umidade; maior rapidez na ciclagem de nutrientes e com sua falta de reposição, o solo se torna empobrecido, e em péssimas condições para recolonização de espécies nativas. Esta recolonização pode ser cada vez mais demorada e difícil de acordo com a situação em que o ambiente se encontra.

Neste caso, as tentativas de reintrodução de espécies nativas ficam dificultadas, podendo haver ainda uma colonização por outras espécies invasoras que encontrem maior facilidade e rapidez de estabelecimento que as espécies nativas. É necessário que haja um conhecimento muito grande sobre as espécies invasoras e da área que ela dominou para que as melhores técnicas possam ser utilizadas (ABREU & RODRIGUES, 2005). A utilização de diferentes técnicas de restauração da vegetação nativa é recomendada para que assim haja um aumento nas possibilidades de sucesso e fazer com que haja sucesso também nos processos ecossistêmicos. Uma maneira de aumentar as possibilidades de uma recomposição da vegetação nativa é fazer plantio com espécies de rápido crescimento que permitam que a área seja ocupada o mais rapidamente possível, impedindo ou dificultando a entrada de espécies invasoras (ABREU & RODRIGUES, 2005; REIS *et al.*, 2003).

Plantas invasoras com maior porte que as nativas podem causar maiores impactos, visto que promovem uma alteração da fisionomia da vegetação acelerando assim a perda de diversidade local. Ziller (2001) faz uma relação entre medidas preventivas para povoamentos florestais (maiores sítios de disseminação de espécies invasoras como *Pinus* e *Eucalyptus*, por exemplo). Ela recomenda que sejam feitos quebra-ventos ao redor do povoamento com a finalidade de reduzir a dispersão de sementes para assim manter ou restaurar as florestas de galeria e impedir a dispersão de sementes pelos cursos d'água, mas, sempre fazendo estudos

prévios para saber qual, ou quais espécies podem ser utilizadas para comporem a barreira biológica em questão.

Dentre as técnicas mecânicas de manejo propostas por Pivello (2005) estão arranquio, queima, corte raso, sombreamento e anelamento. Todos devem ser utilizados de acordo com a espécie que se deseja retirar do ecossistema e com sua relação com as espécies nativas do local, para que estas não sejam prejudicadas quando as invasoras estiverem em menores densidades.

Com a aplicação de técnicas que não condizem ao controle de determinada espécie, sua proliferação pode ser maximizada quando estas têm um banco de sementes e plântulas no solo muito grande e este é revolvido. A técnica de arranquio pode promover tal acontecimento, visto que ao arrancar as plantas do solo, as sementes que estavam dormentes podem germinar com sua exposição á luminosidade, trazendo ao local um novo recrutamento pela espécie invasora (COUTINHO, 1982; D'ANTONIO & MEYERSON, 2002). Dentre outros problemas que podem estar associados à tal técnica estão a destruição da estrutura (agregados) do solo, perturbação em sua biota (PIVELLO, 2005).

A queima é uma alternativa para controle de exóticas, principalmente gramíneas, pois, se aplicada durante o período de floração das espécies invasoras, pode enfraquecê-las á ponto de levá-las à morte, permitindo um a maior competição das espécies nativas por seu lugar no ecossistema que é seu de origem. Esta técnica mecânica também pode trazer malefícios à tal ecossistema, pois algumas espécies são resistentes ao fogo e podem até se fortalecerem em meio á ele, assim como a cana-da-açúcar. Neste caso é recomendável que se utilize técnicas com agentes químicos, até mesmo para não comprometer a fertilidade do solo. A queima é proibida em Unidades de Conservação (PIVELLO, 2005).

O corte raso tem como principal objetivo a retirada de nutrientes por meio da biomassa epígea que por conseqüência, promove o enfraquecimento da planta, mas, todavia, devem ser testadas a melhor época e frequência da aplicação deste método (PIVELLO, 2005).

Gramíneas invasoras do Cerrado sofrem enfraquecimento com uso da técnica de sombreamento, visto que possuem metabolismo C₄, ou seja, esta técnica também promove o enfraquecimento e morte dos indivíduos que sejam vulneráveis à sombra. Este procedimento também deve ser testado em diferentes graus para que não afete diretamente as espécies nativas (PIVELLO, 2005).

O anelamento é uma técnica utilizada em vegetais de porte arbóreo e tem como principal objetivo causar menos impacto no ambiente onde tal espécie está sendo retirada, visto que este processo é mais lento. Este método consiste em fazer um anel profundo nas cascas da árvore (interna e externa) para impedir a distribuição de seiva da raiz para as folhas e vice-versa. Assim tanto o xilema (seiva bruta) como o floema (seiva elaborada) são atingidos causando a morte da árvore (BURGER & RICHTER, 1991).

É necessário, antes de tudo, um bom treinamento das pessoas que trabalham em Áreas de Conservação para que utilizem de artifícios que não permitam, ou que dificultem, a disseminação de espécies exóticas invasoras, para que depois não seja mais difícil a retirada de tais espécies do local.

2.3. Espécies Exóticas com Ocorrência no Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

Estevez (2010) cita Gelbard e Belnap (2003), que fizeram estudos recentes e constataram que construção de estradas e vias podem atuar na colaboração da dispersão de espécies exóticas, pois criam condições que favorecem à circulação de propágulos ou indivíduos fazendo com que alcancem locais bem mais distantes do que o seu de origem. Dizem ainda que quanto maiores as estradas, maiores serão as probabilidades de que as

espécies se propaguem. Então, a dispersão pode ser relacionada ao grau de perturbação. Sendo assim, espera-se que uma trilha tenha um grau de perturbação menor que uma estrada de grande porte.

Atualmente encontram-se poucos estudos relacionados ao Parque Nacional da Serra dos Órgãos/ Teresópolis, quando se diz respeito à estudos de espécies exóticas. Os mais recentes estudos encontrados na literatura foram realizados por Gatti *et al.* (2005), Ribeiro (2009), Guerra (2009) e Esteves (2010). Os estudos de Gatti *et al.* (2005) detectaram a presença de 19 espécies exóticas no PARNASO, onde 9 destas, apresentaram comportamento invasor. Os estudos de Ribeiro (2009) foram realizados na Estrada da Barragem, Zona de Uso Intensivo do PARNASO, Sede Teresópolis e detectaram a presença de 34 espécies exóticas, sendo estas distribuídas em 24 famílias, sendo 13 espécies arbóreas, 10 arbustivas e 11 herbáceas. Assim como Ribeiro (2009), nos estudos de Guerra (2009), também foram encontradas 34 espécies exóticas, mas estes estavam distribuídos em 18 gêneros e 15 famílias, sendo realizados estudos em diferentes distâncias da Estrada da Barragem. Esteves (2010) estudou se havia invasão do *H. coronarium* e *I. walleriana* em uma das trilhas presentes no parque.

Dentre as espécies exóticas encontradas no estudo de Ribeiro (2009), duas espécies herbáceas apresentavam comportamento invasor nas bordas da Estrada da Barragem, sendo estas *Hedychium coronarium* J. König (Lírio-do-brejo) e *Impatiens walleriana* Hook F. (Beijinho). Apesar destas duas espécies terem apresentado comportamento invasor no trabalho de Ribeiro (2009), pouco se conhece sobre seu comportamento sobre a comunidade vegetal nativa.

2.3.1. *Hedychium coronarium* J. König (Lírio-do-brejo).

Hedychium coronarium é considerada exótica e invasora, originária da Ásia Tropical, indo desde o Himalaia até China e Madagascar. Foi introduzida nas Américas onde tem ocorrência em várias regiões, incluindo Brasil. É uma Angiospermae monocotiledônea da família Zingiberaceae, rizomatoza com hábito herbáceo. Possui vários nomes vulgares, dentre eles estão: lírio-do-brejo, mariazinha-do-brejo, jasmim-branco (SANTOS *et al.*, 2005b), açucena, jasmim, lírio-branco, lágrima-de-moça, lágrima-de-vênus, lágrima-de-napoleão, borboleta-amarela (INSTITUTO HÓRUS, 2010), dentre vários outros.

Esta espécie (Figuras 3 e 4) costuma invadir locais úmidos e sub-bosques da Floresta Atlântica, tendo como preferência, locais brejosos a pleno sol. É uma espécie que pode invadir canais, riachos ou qualquer outro tipo de curso d'água, mas o local mais propenso ao sucesso de seu estabelecimento é o de baixadas úmidas em regiões com temperaturas elevadas durante boa parte do ano. É muito comum sua infestação em solos agrícolas, principalmente em plantações de banana e cacau (INSTITUTO HÓRUS, 2010).

Seu caule surge à partir de rizomas fortes com gemas que permitem a formação de novos clones; possui raízes abundantes. O lírio-do-brejo apresenta parte aérea cilíndrica, avermelhada na base, com o restante sendo coberto pelas bainhas foliares (uma por entrenó). Suas folhas são lanceoladas de distribuição alternada (orientando-se em sentidos opostos), bainhas longas que ficam cobrindo os entrenós, com coloração verde escuro brilhante, estriadas e às vezes pubescentes. Suas lâminas vão de 30 – 80 centímetros de comprimento e 10 – 15 centímetros de largura. São lanceoladas com margens inteiras e ápice agudo. Possuem textura lisa e glabra em ambas as faces com nervura mediana proeminente em sua face dorsal (KISSMAN & GROTH, 1991 *apud* SANTOS *et. al.*, 2005b; INSTITUTO HÓRUS, 2010). Suas inflorescências são espigadas, terminais, brancas ou amareladas, grandes e muito perfumadas; com brácteas imbricadas, ovaladas de ápice agudo e comprimento de 4 – 5

centímetros. As flores surgem em meio as brácteas, sendo um número de 2 à 3 por bráctea (INSTITUTO HÓRUS, 2010).

Sua reprodução pode ser sexuada, por formação de sementes; ou quando ocorre assexuadamente, faz-se por meio de produção de hastes aéreas a partir do rizoma. Seus rizomas podem ser dispersados pela água pelas bacias hidrográficas. Aspectos relacionados à dispersão mostram que pode ocorrer por entomocoria (insetos) e zoocoria (animais).

Seus polinizadores noturnos são mariposas, pelo fato do perfume exalado pela flor e pela coloração clara (ENDRESS, 1994 *apud* SANTOS *et al.*, 2005b) - além de seu transporte quando utilizada com objetivo de ornamentação ou por auto-propagação. Esta herbácea é rizomatoza, ereta, florífera, vigorosa, aromática e forma touceiras. Possui hastes eretas, com folhas coriáceas, alongadas e tomentosas na face abaxial (STONE, *et. al* 1992 *apud* SANTOS *et. al.*, 2005b; INSTITUTO HÓRUS, 2010). Seu fruto é classificado como baga deiscente de formato elíptico, textura lisa e glabra, com coloração inicial verde, passando por tons amarelados e quando se tornam maduros, são alaranjados. Suas sementes são ovaladas e envoltas por arilo de coloração avermelhada e por este motivo, atraem a fauna que promove sua dispersão (INSTITUTO HÓRUS, 2010).



Figura 3. Indivíduos de *H. coronarium*



Figura 4. Flores de *H. coronarium*

2.3.2. *Impatiens walleriana* Hook. F. (Beijinho).

Impatiens walleriana (Figuras 5 e 6) considerada uma espécie exótica invasora, nativa do leste da África, onde se distribui desde a Tanzânia até Moçambique. Ocorre naturalmente em áreas úmidas e sombreadas. É uma Sapindales da família Balsaminaceae, que possui alguns sinônimos, assim como *Impatiens sultani* Hook. F. e *Impatiens holstii* Engel., possuindo vários nomes vulgares, tais como: beijinho, maria-sem-vergonha, suspiro, maravilha, não-me-toque, beijo-de-frade, dentre outros (INSTITUTO HÓRUS, 2010).

O beijinho é uma planta anual ou perene, ereta, suculenta, ramificada, glabra que pode atingir de 30 a 50 cm de altura. Possui caule geralmente ramificado e cilíndrico, com no máximo 15 mm de espessura, carnoso e suculento, de coloração verde-clara ou com pigmentação avermelhada. Suas folhas se posicionam alternadas ou opostas, possuindo formato lanceolado ou ovalado com 3 a 10 cm de comprimento e 2 a 5 cm de largura. As flores são solitárias ou racemosas apicais e axilares com coloração laranja, laranja-avermelhada, rosa ou branca. Sua reprodução é sexuada e suas sementes são dispersadas por autocoria (BORGIO & SILVA, 2003 *apud* ESTEVES, 2010; INSTITUTO HÓRUS, 2010).

Seus frutos são verdes, suculentos, ocos e com muitas sementes. Quando maduros, estouram facilmente. Possuem crescimento rápido, preferindo ambientes úmidos e quentes (ESTEVES, 2010).



Figura 5. Detalhe para for de *I. walleriana*



Figura 6. Colônia de *I. walleriana*

Impatiens walleriana é uma herbácea com comportamento invasor em ambientes semi-sombreados ricos em matéria orgânica e com alta umidade; lavouras perenes; beiras de estrada e terrenos baldios, dominando completamente ambientes sombreados e úmidos, deslocando a comunidade vegetal nativa de sub-bosque. Foi introduzida no Brasil de forma voluntária para fins ornamentais, sendo este seu principal objetivo econômico e uma das rotas de dispersão da espécie, juntamente com auto-propagação. Apresenta como principais vetores de dispersão o homem, lixo, veículos rodoviários, motores e solos. Como possui comportamento invasor, é capaz de infestar lavouras perenes, causando prejuízos econômicos (INSTITUTO HÓRUS, 2010).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

- Analisar a influência das espécies exóticas *Impatiens walleriana* Hook F. e *Hedychium coronarium* J. König sobre a diversidade na comunidade vegetal nativa em um trecho do Parque Nacional da Serra dos Órgãos/RJ.

3.2. Objetivos Específicos

- Identificar as espécies vegetais que ocorrem em áreas com presença e ausência de *Impatiens walleriana* Hook. F. e *Hedychium coronarium* J. König.
- Determinar se a composição da comunidade e sua diversidade são afetadas pela presença das espécies exóticas.
- Avaliar possíveis diferenças na riqueza e abundância de espécies herbáceas em diferentes condições de densidade e *Impatiens walleriana* e *Hedychium coronarium*.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

4.1.1. Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO)

O Parque Nacional da Serra dos Órgãos está localizado no estado do Rio de Janeiro, no bioma Mata Atlântica, ecorregião Serra do Mar (NT0160), nos paralelos 22° 52' e 22° 24' S e os meridianos 45° 06' e 42° 69' W e compreende os municípios de Petrópolis, Magé, Guapimirim e Teresópolis. A Serra dos Órgãos está situada no Bloco da Região Serrana Central, pertencendo ao grupo dos cinco blocos de remanescentes florestais do Rio de Janeiro (GATTI *et al.*, 2005; ROCHA *et al.*, 2003 *apud* RIBEIRO, 2009). O PARNASO está associado a outras 21 Unidades de Conservação, integrando o Mosaico da Mata Atlântica Central Fluminense, sendo considerada uma das áreas de maior concentração de endemismo e de espécies ameaçadas no *hotspot* Mata Atlântica. Atualmente, a Unidade de Conservação apresenta serviços ambientais de proteção e conservação da paisagem e biodiversidade da Serra do Mar na região serrana do Estado do Rio de Janeiro, além de promover benefícios com o ciclo hidrológico da região, contribuir para pesquisas científicas e educação ambiental (ICMBIO, 2010).

A Constituição de 1937 previa a criação de Parques Nacionais no país “como monumentos naturais para resguardar porções do território nacional que tivessem valor científico e estético” (CONENBERGER & VIVEIROS DE CASTRO *apud* RIBEIRO, 2009). Como estabelecido no Sistema Nacional de Unidades de Conservação, os Parques Nacionais tem como objetivos primários a preservação dos ecossistemas naturais, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de recreação e educação e interpretação ambiental. Por ser uma Unidade de Conservação Federal, a gerência é de responsabilidade do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA (SNUC, 2000).

Com este propósito então, foram criados os três primeiros Parques Nacionais no Brasil: Parque Nacional de Itatiaia (1937), Parque Nacional do Iguaçu (1939) e Parque Nacional da Serra dos Órgãos (1939). O PARNASO foi criado em 30 de novembro de 1939, a partir do Decreto-lei nº 1.822, com área aproximada de 9.000 hectares, abrangendo os municípios de Magé, Petrópolis e Teresópolis. Mais tarde, a área do parque foi delimitada com 10.527 hectares (105 km²) através do Decreto nº 90.023, de 02 de agosto de 1984. Na década de 1990, o município de Guapimirim emancipa-se de Magé, passando a integrar a área de abrangência do parque (Figura 7) (ICMBIO, 2010).

Em 13 de setembro de 2008 um Decreto foi assinado, determinando ampliação na área do parque. A partir de então, o PARNASO passou a ter uma área de aproximadamente 20.024 hectares, o que representa um aumento de 88% em relação à área anterior (Figura 8) (ICMBIO, 2010).

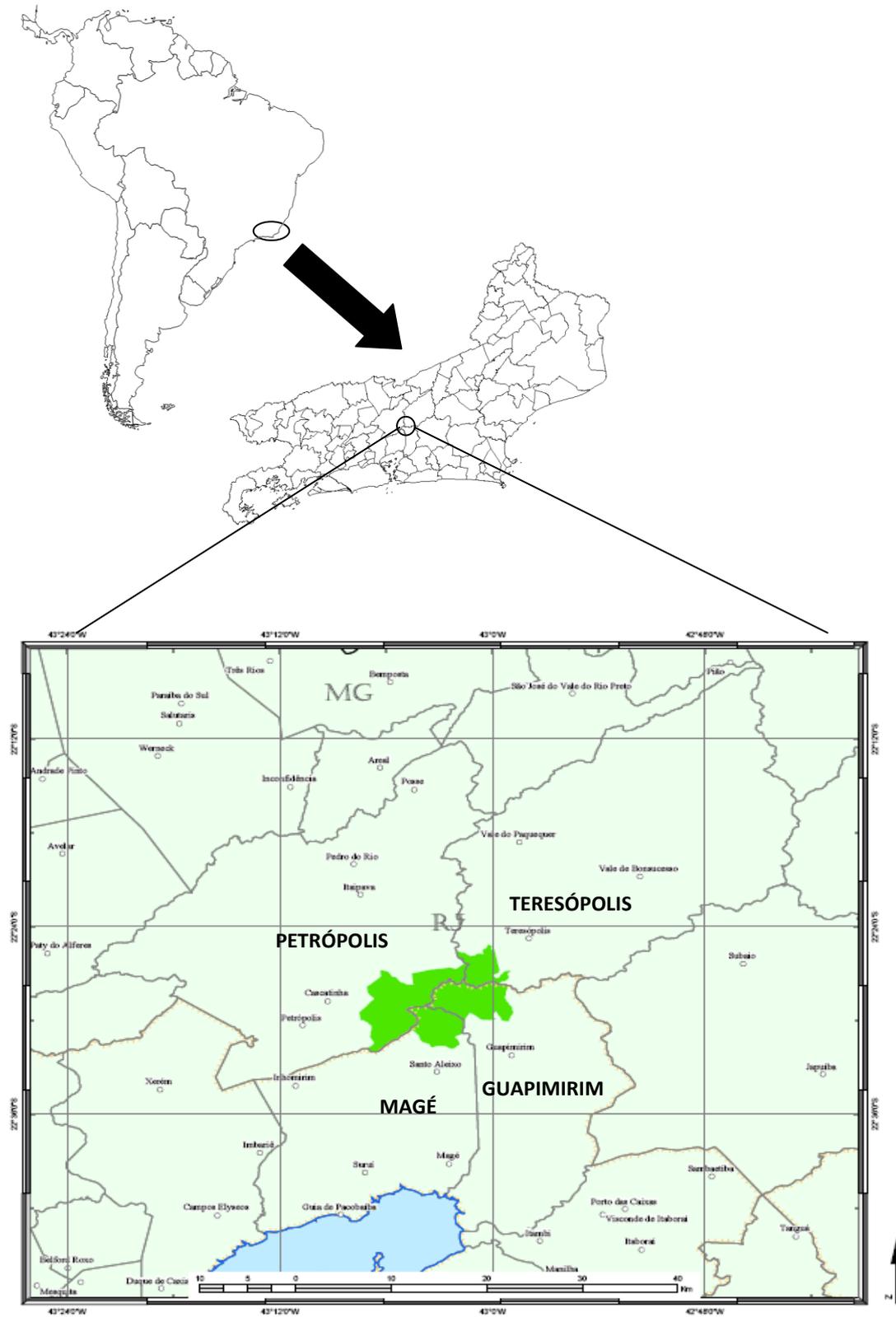


Figura 7. Localização do Parque Nacional da Serra dos Órgãos em relação ao Rio de Janeiro e ao Brasil. Delimitações antes da expansão da área do PARNASO (adaptado de IBAMA, 2009 *apud* RIBEIRO, 2009).

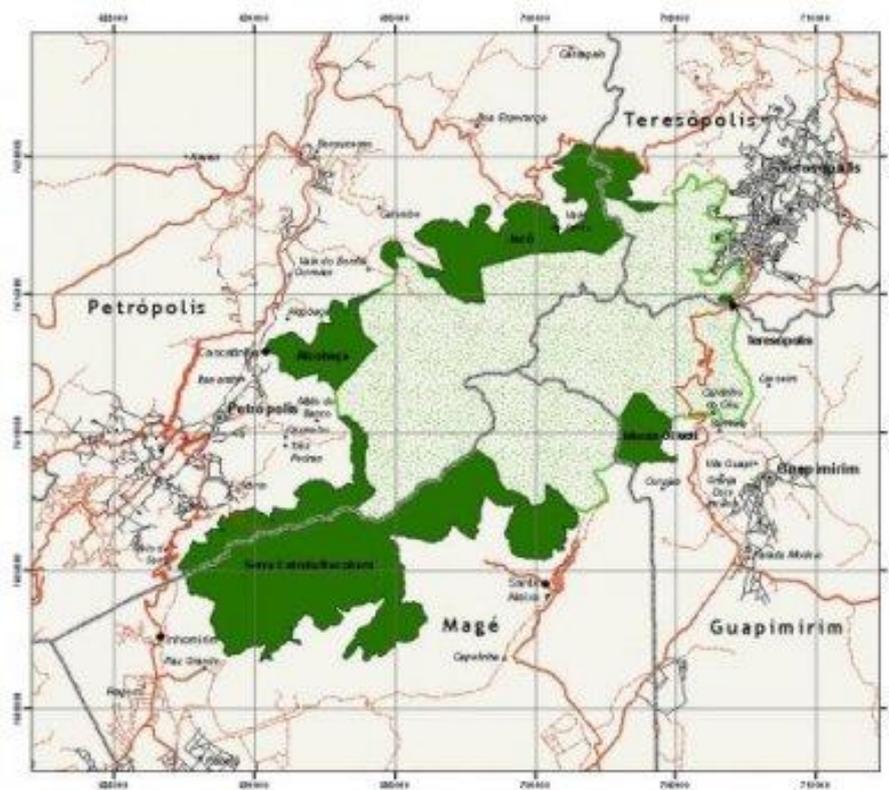


Figura 8. Localização e extensão da área do PARNASO. Em verde claro, está representada a antiga delimitação do parque (1984). A área em verde escuro representa a área de ampliação do parque (2008) (Fonte: www.icmbio.gov.br/parnaso)

O PARNASO ganhou, em 1940, grande infra-estrutura, recebendo frequentes visitas de embaixadores e autoridades públicas. Nesta mesma época, foram construídas instalações como a piscina natural (Figura 9), os prédios de administração, depósitos, garagem, residências funcionais e os quatro abrigos da Trilha do Sino (ICMBIO, 2010).



Figura 9. Piscina Natural – Década de 1940
(Fonte: www.icmbio.gov.br/parnaso)



Figura 10. Construção da Trilha da Pedra do Sino -
Década de 1940
(Fonte: www.icmbio.gov.br/parnaso)

Segundo ICMBIO (2010), quando ocorreu a transferência da capital federal do Rio de Janeiro para Brasília, na década de 1960, o PARNASO entrou em um período de crise, pois houve uma diminuição nos recursos para manutenção, com isto o parque foi ficando depreciado. Neste momento, várias estruturas do parque foram perdendo sua beleza e funcionalidade. Nos anos de 1980, com a publicação do Plano de Manejo, houve um maior esforço para regularizar a situação fundiária do parque, com a definição de limites de compra de terras. A década de 1990 representou a ascensão do PARNASO, visto que ocorreu a recuperação de seus prédios antigos, a construção do Centro de Operações, da Casa do Montanhista, a transformação do Abrigo Paquequer na Pousada Refúgio do Parque, a implantação do auditório “O Guarani” e do Centro de Visitantes (ICMBIO, 2010).

A região da Serra dos Órgãos está inserida no domínio morfo-climático Tropical Atlântico, com clima Tropical superúmido e índices de umidade relativa do ar variando entre 80 e 90 %. A temperatura média anual varia entre 13° e 23° C, podendo atingir de 38° a -5° C nas partes mais altas. O período de maior concentração de chuvas ocorre entre os meses de dezembro e março, enquanto que os meses entre junho e agosto correspondem ao período de seca. A variação pluviométrica do local é de 1.700 a 3.600 mm. De acordo com a classificação de Köppen, o clima no parque é do tipo Cwb, ou seja, tropical de altitude, com curta estação seca (ICMBIO, 2010).

O relevo do parque é predominantemente montanhoso com variações altitudinais, indo desde 200m a 2.263m na Pedra do Sino, ponto culminante da Serra do Mar. O PARNASO está inserido em uma área onde apresenta grande variação em tipos de solos, estando presentes pelo menos cinco tipos de solos e diversas associações entre eles. O grupo dos Latossolos, compreendendo Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho Amarelo e Latossolo Vermelho, é o que cobre maior parte da área. As coberturas vegetais do parque variam de acordo com as cotas altimétricas, onde até 500m as encostas são cobertas por floresta pluvial submontana, com árvores de no máximo 30m de altura; de 500 a 1.500m a vegetação é classificada como floresta Montana, podendo apresentar diversas fisionomias da Mata Atlântica, sendo a estrutura dependente das variações específicas de cada área; acima de 1.500m compreendem as matas nebulares, estando à maior parte do ano recoberta por nuvens apresentando vegetação de no máximo 10m de altura, e; acima de 2.000m é um dos únicos subtipos de Refúgio Ecológico Alto Montana do estado do Rio de Janeiro, onde apresenta vegetação herbácea- arbustiva que se desenvolve entre afloramentos rochosos. Apresenta grande diversidade na fauna já tendo sido registradas 462 espécies de aves, 105 de mamíferos e 101 de anfíbios, além de muitas espécies endêmicas e ameaçadas. O parque abriga cerca de 20% das espécies de vertebrados terrestres do país em apenas 0,001% do território brasileiro. Além de todas estas características, uma das grandes e importantes funções que o parque exerce sobre a região, é a proteção de mananciais que drenam para as duas principais bacias hidrográficas fluminense, sendo estas do Paraíba do Sul e Baía de Guanabara, que são responsáveis pelo abastecimento de maior parte do estado do Rio de Janeiro (ICMBIO, 2010).

O PARNASO possui três sedes, sendo estas em Teresópolis, onde se encontra a sede administrativa, Guapimirim e Petrópolis. Além da divisão do parque entre estes municípios, ainda há o zoneamento, para distribuir as áreas de acordo com sua fragilidade e potencialidade, estabelecendo se podem ou não serem utilizadas e caso possam, qual a intensidade (ICMBIO, 2010). São elas: zona intangível, zona primitiva, zona de uso extensivo, zona de uso intensivo, zona histórico-cultural, zona de recuperação, zona de uso especial, zona de uso conflitante e zona de ocupação temporária (Figura 11).

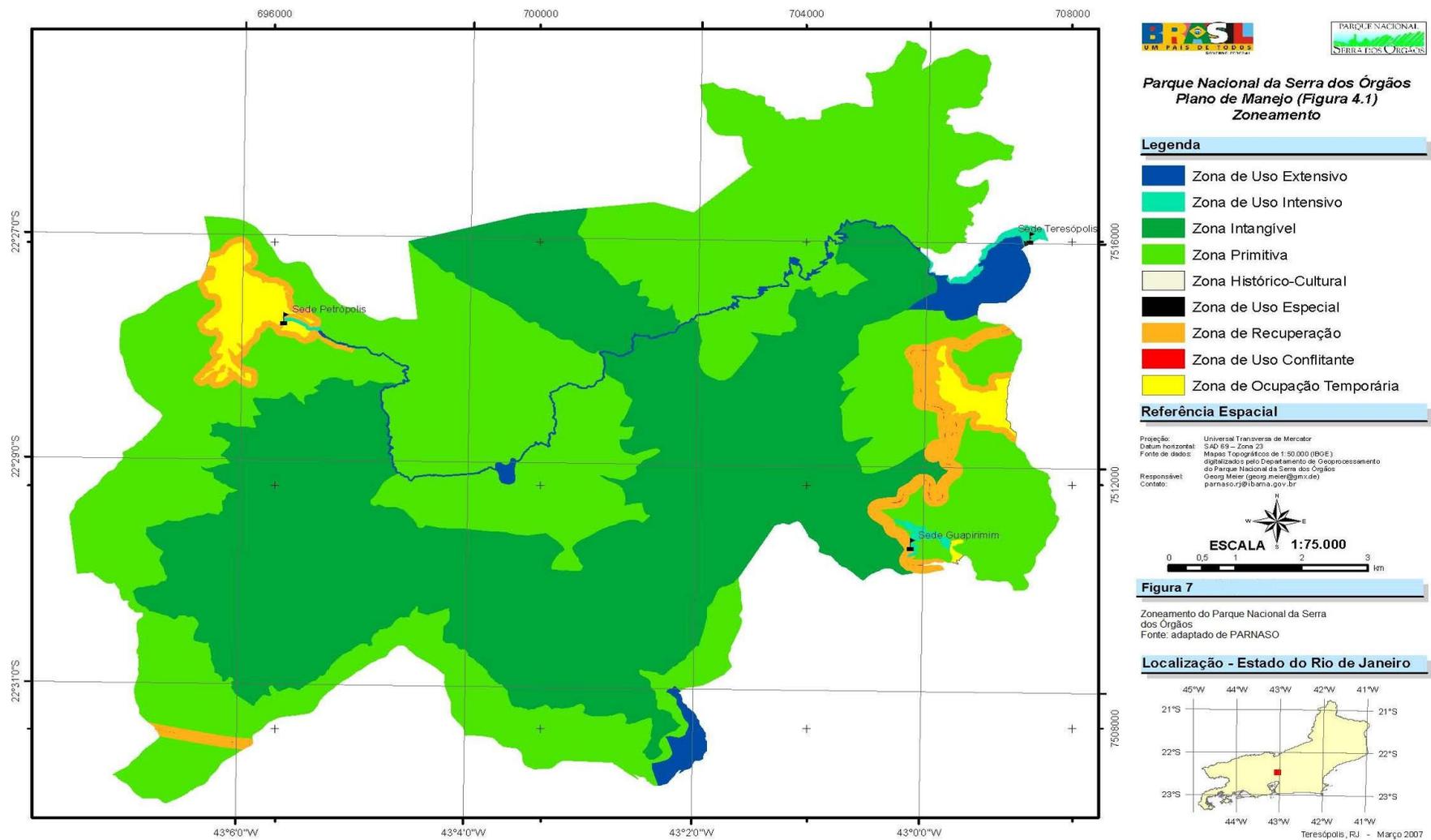


Figura 11. Zoneamento do Parque Nacional da Serra dos Órgãos na área antes da ampliação. (Fonte: ICMBIO, 2010)

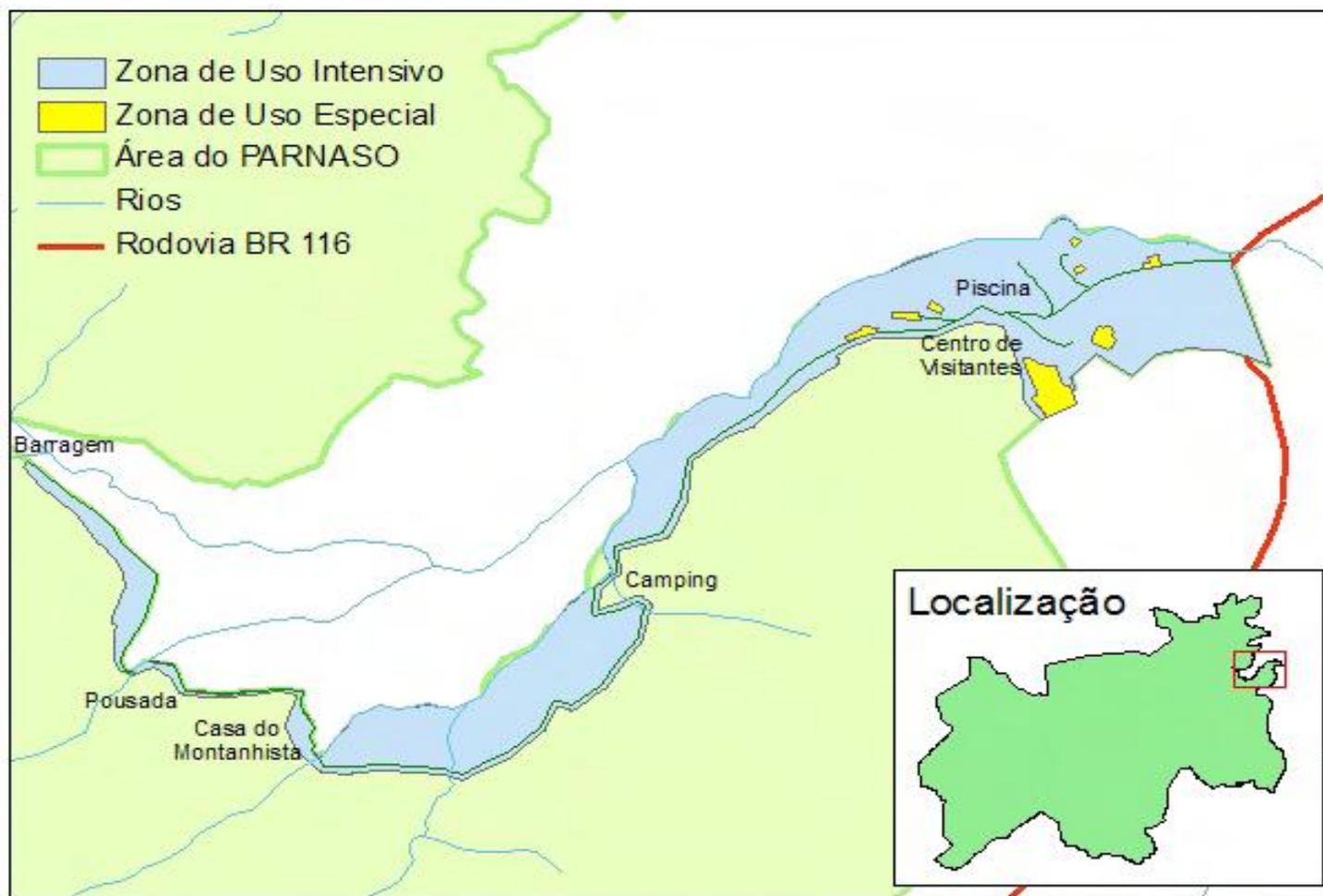


Figura 12. Localização da zona de uso intensivo na sede de Teresópolis do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (Fonte: ICMBIO, 2010).

O presente estudo foi realizado na Zona de Uso Intensivo da Sede Teresópolis (Figura 12), que possui áreas naturais e também antropizadas. Ocupa 44,73 ha, correspondendo a 0,21% da área total do parque, sendo este valor referente a 20.024,98 ha, visto que a área de ampliação do parque ainda está em processo de zoneamento. Esta é a área do PARNASO/ Teresópolis onde a visitação ocorre de forma mais intensa, visto que é nela que se concentram os elementos de infra-estrutura do parque, tais como, piscina natural, trilhas, estacionamento, camping e casa do montanhista. A administração (casa do gestor, oficina, centro administrativo e centro de operações) e centros de pesquisa (dormitório, casa do pesquisador, centro de visitantes, herbário, laboratórios) também estão situados ao longo desta estrada, que corta toda esta região e vai desde a entrada do parque, nos limites da cidade de Teresópolis, em 3 km adiante até chegar à barragem de captação de água, que abastece os bairros vizinhos.

4.2. Área Amostral

A área amostral definida neste estudo compreendeu a borda da mata da Estrada da Barragem (Figura 13), principal área de acesso ao parque na sede Teresópolis. Ela é o ponto de partida de todas as trilhas presentes no parque e boa parte de sua extensão faz limite com a cidade de Teresópolis. Ideal para caminhadas de lazer, possuindo 3 km de extensão e placas indicativas a cada 500m. A estrada conta com vários mirantes, cascatas, duchas, e recantos para descanso. A estrada termina na Praça da Barragem, ponto de captação de água para a cidade de Teresópolis (ICMBIO, 2010).

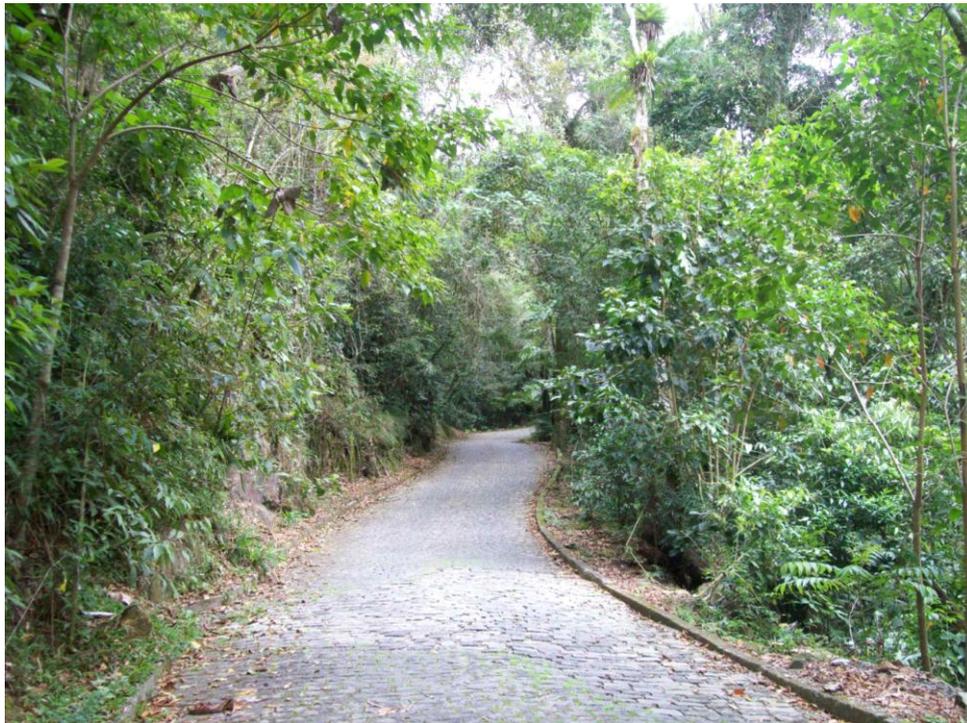


Figura 13. Estrada da Barragem, Parque Nacional da Serra dos Órgãos/Teresópolis/RJ.

4.3. Unidade Amostral

Neste presente estudo, foram utilizadas 10 parcelas para cada tratamento e controle. Para tal, foi necessário apenas fazer a alocação de uma parcela para cada tratamento de lírio-do-brejo e descartar duas do total de parcelas utilizadas para beijinho. Foram descartadas aquelas parcelas que não apresentavam indivíduos de *I. walleriana*. As parcelas de alta infestação de beijinho foram consideradas como de baixa infestação pela baixa abundância desta espécie no momento da coleta de dados. Então, obteu-se:

- (AL) 10 em área com alta infestação de *Hedychium cornarium* (Figura 14);
- (BL) 10 em área com baixa infestação de *Hedychium cornarium* (Figura 15);
- (BB) 10 em área com baixa infestação de *Impatiens walleriana* (Figura 16);
- (C) 10 em área sem infestação de ambos (controle) (Figura 17).

Foram utilizadas as mesmas parcelas que Ribeiro (2009) utilizou para seu estudo, excluindo as controle. Para alta infestação, foram adotados os mesmos parâmetros de Ribeiro (2009), ou seja, áreas com mais de 67% de ocupação pelas espécies e para baixa infestação foram consideradas áreas com 33% ou menos, de ocupação. O total da área ocupada foi calculado utilizando um grid de 1 x 1m onde foram feitas 100 divisões. Os locais onde possuíam as determinadas espécies eram contados e anotados, fazendo isto em toda a área da parcela. Portanto, para a alocação da parcela restante de alta e baixa infestação de lírio-do-brejo, tais parâmetros foram observados e considerados no momento da marcação.

Durante caminharmento e observação para alocação das parcelas controle, reparou-se que em toda extensão da área amostral, não havia áreas superiores a 50m onde tais espécies não fossem encontradas. Portanto, quando um perímetro de 50m com ausência destas era encontrado, em qualquer lado da estrada, fazia-se um sorteio de 1 a 10 para saber onde a parcela seria marcada.

A localização geográfica de todas as parcelas foi determinada com o auxílio do aparelho de GPS marca Garmin Map76s. Para cada parcela foram determinadas suas coordenadas UTM em um único dia, após o estabelecimento das parcelas.



Figura 14. (AL) Parcela de alta infestação de *H. coronarium*



Figura 15. (BL) Parcela de baixa infestação de *H. coronarium*.



Figura 16. (BB) Parcela de baixa infestação de *I. walleriana*.



Figura 17. (C) Parcela controle.

4.4. Coleta e Análise dos Dados

As identificação e coleta dos indivíduos foram feitas em quatro campanhas de campo realizadas nos dias 25 e 26 de setembro de 2010 e 02 e 10 de outubro de 2010. No interior das parcelas, as espécies herbáceas encontradas foram identificadas e contadas assim como o número de indivíduos de cada uma das espécies. Aquelas espécies que não puderam ter sua identidade confirmada em campo, tiveram um ou dois indivíduos coletados, herborizados e levados para o laboratório para posterior identificação.

Foram consideradas como planta herbácea todos os indivíduos com caule verde e com ausência ou baixo nível de lignificação (Pereira *et al.*, 2008). Geralmente os indivíduos amostrados, apresentavam menos de 1m de altura, com exceção das trepadeiras. Foi considerado como indivíduo, todo aquele material que se encontrava acima do nível do solo e que não tinha conexão com nenhum outro. Sendo assim, muitos indivíduos arbustivos e arbóreos que se encontravam em fase de plântula foram coletados, mas com sua posterior identificação taxonômica, foram desconsiderados na análise dos dados.

Todo o material coletado presente no interior das parcelas foi processado para identificação taxonômica segundo técnicas utilizadas para preparação e montagem de exsiccatas (MORI *et al.*, 1989 *apud* PEREIRA *et al.*, 2008). A identificação taxonômica foi realizada no herbário da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (RBR) através de comparação com exsiccatas e, quando necessário, com consulta a especialistas.

A partir da identificação do material coletado, foi elaborada uma lista de espécies da área amostrada com a qual foram determinadas a riqueza (S) e a abundância total e relativa das espécies em cada parcela. A riqueza foi considerada como o número de espécies encontradas em cada área e a abundância o número total de indivíduos encontrados na parcela.

Quanto à riqueza e abundância, a análise dos dados foi realizada com a Análise de Variância (ANOVA), fazendo um teste de médias dos tratamentos estudados, seguido do teste de Tukey à nível de significância de 5% ($P < 0,05$), com o auxílio do programa estatístico Systat 8.0 e Systat 11.

Para analisar a influência das espécies exóticas sobre a comunidade vegetal nativa foi calculada a diversidade em cada um dos tratamentos adotados. Para tal foram escolhidos dois índices:

Índice de Shannon-Weaver (H'): visa buscar informações sobre a diversidade do ambiente natural. Mede o grau de incerteza em prever a que espécie pertencerá um indivíduo escolhido, ao acaso, de uma amostra com S espécies e N indivíduos. Quanto menor o valor do índice, menor o grau de incerteza, então, a diversidade da amostra é baixa. A diversidade tende a ser mais alta quanto maior o valor do índice (RICKLEFS, 2003).

$$H' = -\sum (n_i/N) \cdot \ln (n_i/N)$$

Onde:

n_i : número de indivíduos da espécie i ;

N: número total de indivíduo

Em áreas com ocorrência de espécies exóticas com forte comportamento invasor, espera-se que a diversidade local seja afetada negativamente, se tornando baixa tendo em

vista que espécies invasoras tendem a excluir nativas do sistema, empobrecendo a diversidade.

Assim como em riqueza e abundância, foi realizada Análise de Variância (ANOVA) para verificar se ocorria diferença entre as diversidades dos tratamentos, seguida do teste de Tukey a 5% de significância ($P < 0,05$), para indicar, caso ocorra significância, entre quais tratamentos esta se apresenta.

Índice de Simpson (D): também conhecido como índice de dominância das espécies, busca informar se dois indivíduos coletados ao acaso pertencem à mesma espécie. Varia de 0 a 1 e quanto mais alto for, maior a probabilidade de pertencerem à mesma espécie, ou seja, maior a dominância e menor a diversidade (RICKLEFS, 2003).

$$D = \frac{\sum ni (ni-1)}{N(N-1)}$$

Onde:

ni: número de indivíduos na *i*ésima espécie

N: número total de indivíduos

Com este índice busca-se determinar se mesmo para aquelas áreas em que a riqueza não foi totalmente afetada ou modificada de forma intensa, a abundância total da área é dominada por uma ou poucas espécies, no caso específico deste trabalho as duas espécies exóticas investigadas.

Além da diversidade, a similaridade entre os tratamentos realizados neste estudo foi testada utilizando os Índices de Similaridade de Jaccard (Sj) e Sorensen (Ss). Estes índices visam quantificar o quanto os tratamentos são iguais ou distintos em função de sua riqueza e são calculados a partir das seguintes equações:

$$Sj = \frac{c}{a+b+c}$$

$$Ss = \frac{2c}{a+b+2c}$$

Onde:

a: número de espécies da parcela X;

b: número de espécies da parcela Y;

c: número de espécies em comum entre X e Y.

O índice de Jaccard é usado tanto para comparar floras gerais de grandes áreas, como para determinar similaridade de parcelas em composição de espécies. Nesse índice, a similaridade é máxima quando o valor é igual a 1 e inexistente quando for 0. Segundo Magurran (1988) (*apud* OLIVEIRA, 2006), uma das grandes vantagens desse método é a simplicidade, toda via, essa simplicidade também é uma desvantagem, devido o método não levar em consideração a abundância de espécies. Por exemplo, tanto fez se a espécie é rara ou abundante, seu peso será o mesmo, pois trabalha com presença e ausência de espécies. Já para o índice de Sorensen as espécies que ocorrem nos dois tratamentos comparados têm o dobro do peso, fazendo com que o total de espécies raras e abundância sejam também levadas em consideração.

Ambos os índices são qualitativos e levam em consideração presença e ausência de espécies e expressam quão igual ou diferente é a composição das comunidades, quando estas estão sendo comparadas. Eles utilizam as espécies que são comuns entre os pares de tratamentos. O índice de Sorensen, diferentemente do índice de Jaccard, dá o peso em dobro para as espécies co-ocorrentes, então Sorensen apresenta valores maiores. Este coeficiente é considerado um dos mais efetivos para dados binários ou de presença e ausência (MAGURRAN, 2004 *apud* SILVA MATOS, 2007). Quanto menor estes valores, mais distinta é a composição entre os pares comparados.

Quanto mais espécies em comum as parcelas contendo exóticas e as parcelas controle (sem a presença de exóticas) possuem entre si, mais similares elas serão. Esta análise permitirá revelar de que maneira a composição das comunidades pode estar sendo afetada ou não em função da presença das duas exóticas invasoras.

Uma vez calculada a similaridade, para analisar se as parcelas da amostragem se agrupam segundo os diferentes tratamentos, foi utilizada uma análise de agrupamentos através de um dendrograma de similaridade utilizando-se a distância euclidiana média como medida da dissimilaridade entre elas (MÜLLER-DOMBOIS & ELLEMBERG, 1974). A análise de agrupamentos foi realizada a partir de matrizes de presença e ausência das espécies em cada parcela estudada. Para complementar, foi realizada uma ordenação através do método MDS (*Multidimensional Scaling*) baseada na matriz gerada pela correlação simples de Pierson (r), sobre a abundância das espécies nas parcelas amostradas.

Foi utilizado o MDS (*Multidimensional Scaling*) para verificar como as parcelas de todos os tratamentos e controle se comportavam com presença e ausência de espécies exóticas e espécies raras. Este método utiliza riqueza e abundância de espécies para determinar como seria esta ordenação espacial, levando em consideração que na natureza há vários fatores que influenciam na dinâmica das populações e da comunidade em que estão inseridas. Há ainda o fato de que os fatores bióticos e abióticos agem de maneira diferenciada em cada espécie, tornando difícil a visualização de como todas essas interações ocorrem. Este método então, busca colocar estas informações em um gráfico bidimensional para facilitar esta compreensão.

Segundo o método MDS não métrico, quanto mais visíveis os agrupamentos, mais semelhantes serão tais pontos amostrados. Segundo Mendes *et al.* (2008) uma vez que várias variáveis estão correlacionadas, e a utilização de todas estas variáveis pode mascarar a existência de grupos, poderia ser realizada análise apenas com as principais variáveis. No entanto Milligan (1996) (*apud* MENDES *et al.*, 2008) afirma que a retirada destas variáveis seria desaconselhável, visto que a utilização de apenas as principais variáveis podem não conseguir reproduzir um espaço multidimensional, mascarando grupos existentes ou sugerir grupos inexistentes dos grupos originais. Portanto, para análise dos dados, foram consideradas todas as variáveis, visto que em um ambiente natural, todos os fatores podem influenciar na dinâmica das populações.

Todos os cálculos aqui descritos foram realizados com o auxílio do programa Systat 8.0, Systat 11 e Excel.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Influência das Espécies Exóticas Sobre Riqueza e Abundância.

Em toda área de estudo foram amostrados 6.998 indivíduos, sendo destes 1.128 de *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) e 168 de *Impatiens walleriana* (Balsaminaceae). O total de indivíduos foi compreendido em 37 famílias, classificadas em 110 espécies, pertencendo a 64 gêneros. Do total de espécies, 7 foram identificados apenas como Pterydophitas³, não sendo possível a identificação à nível de família e outras 9 não possuíram nenhuma identificação taxonômica. Dos indivíduos, 348 foram classificados apenas em família. A lista completa de espécies é apresentada no Anexo 1.

Em relação ao número de espécies, as famílias Asteraceae e Poaceae foram as que apresentaram os maiores valores de riqueza (23 e 10, respectivamente) (Figura 18) e abundância (Figura 19). Asteraceae apresentou maior riqueza, mas a família Poaceae apresentou a maior abundância, com 1.108 (15,83%) indivíduos (Figuras 18 e 19). Outras famílias representativas foram Commelinaceae, com 7 espécies, cuja espécie *Commelina erecta* L. ocorreu em todos os tratamentos, assim como Pterydophita.sp2, *Passiflora actinia* Hooker e *Paspalum corcovadense* Raddi.

³ Estes grupos foram divididos em sete grupos quanto à morfologia: Pterydophita, Pterydophita sp1, sp2, sp3, sp4, sp5, sp6.

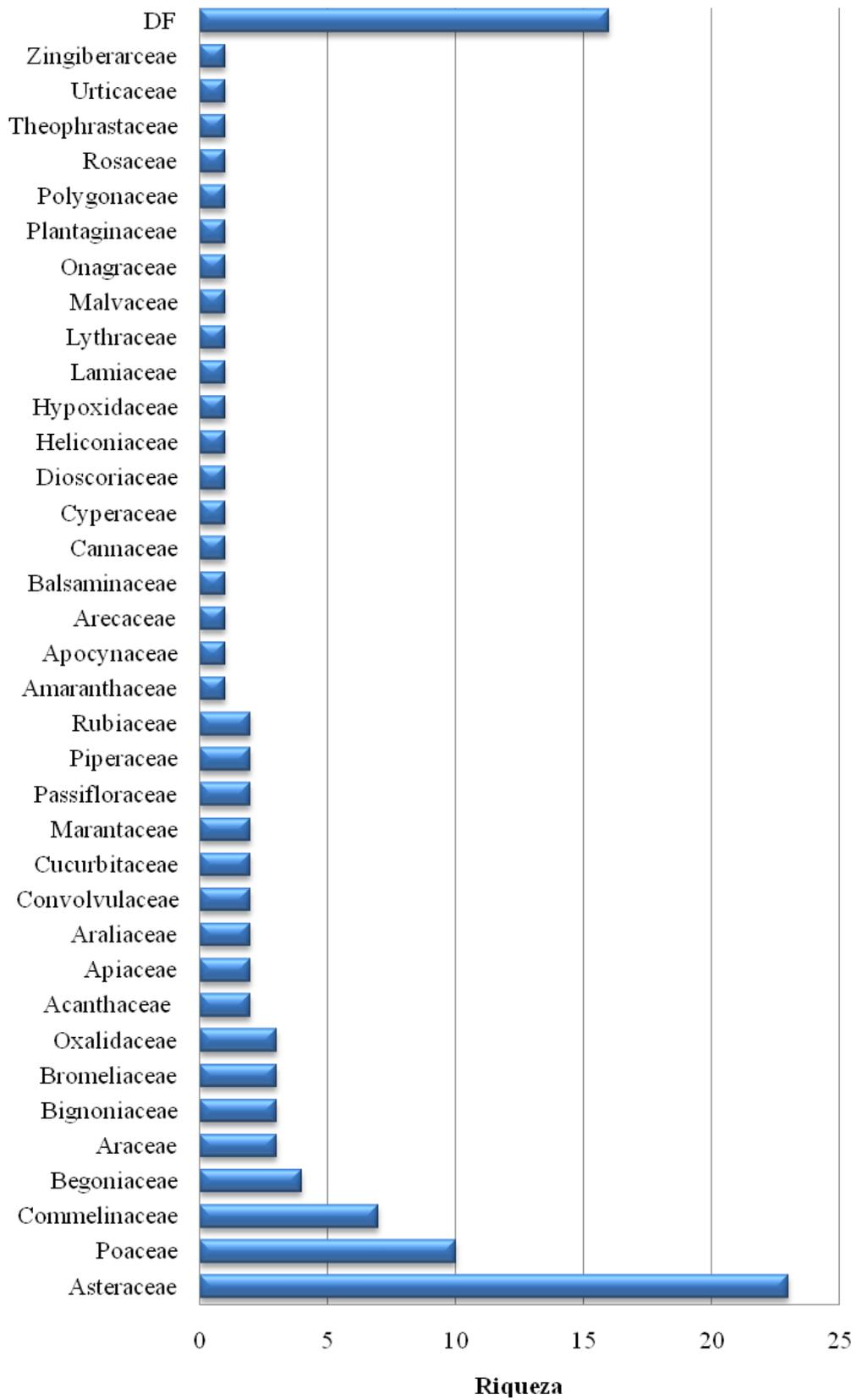


Figura 18. Distribuição das espécies do estrato herbáceo nas diferentes famílias botânicas. DF – demais famílias.

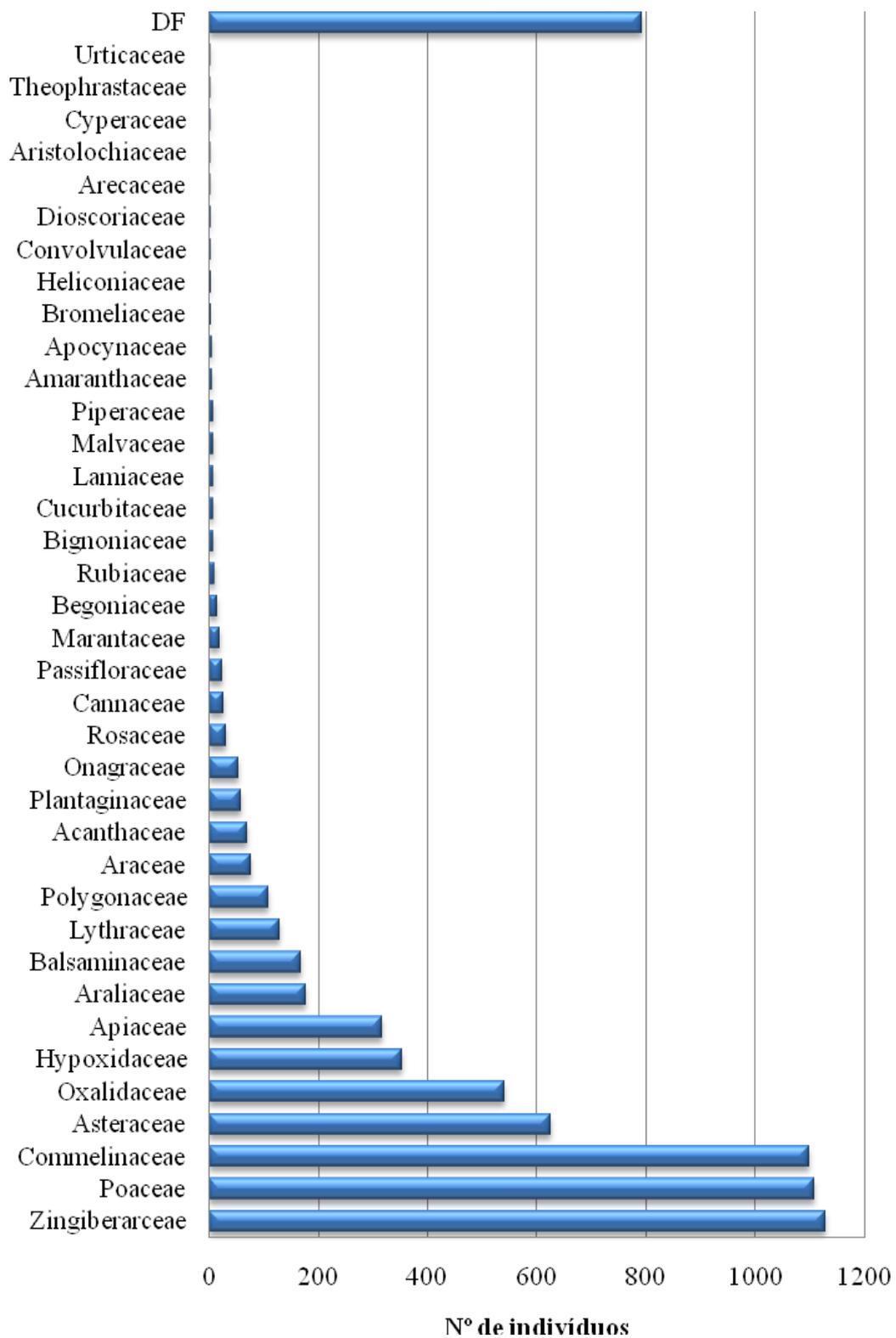


Figura 19. Distribuição da abundância do estrato herbáceo nas diferentes famílias botânicas. DF – demais famílias.

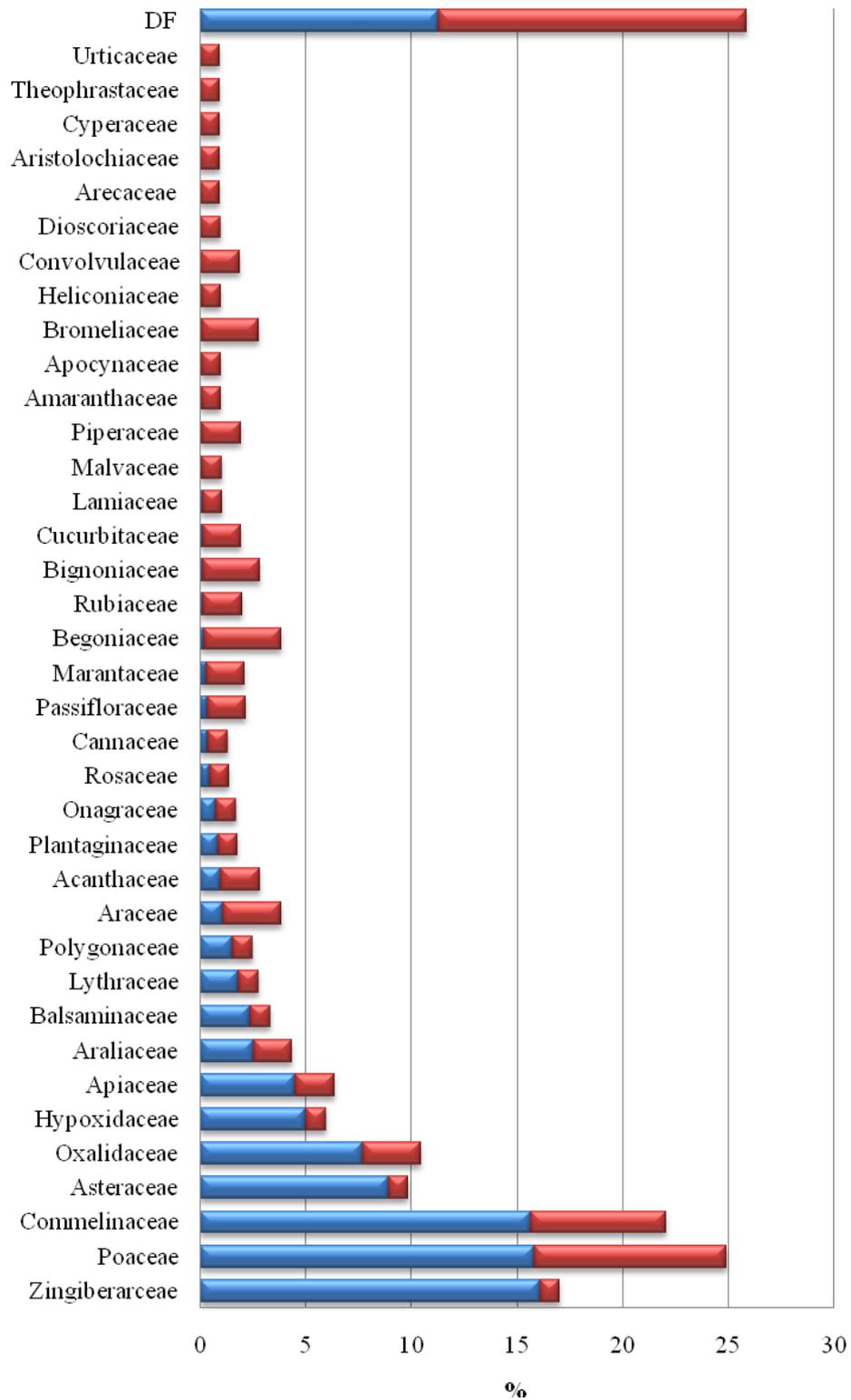


Figura 20. Relação entre riqueza e abundância do estrato herbáceo nas diferentes famílias botânicas. As famílias estão ordenadas segundo a abundância.

A riqueza de espécies nos diferentes tratamentos não foi uniforme, onde no controle ocorreram 34 espécies (30%) do total contabilizado. As maiores riqueza e abundância foram encontradas no tratamento AL (Tabela 1).

Em uma comunidade específica, algumas poucas espécies atingem alta abundância, sendo estas consideradas como as dominantes da comunidade, enquanto a maioria das outras é representada por uns poucos indivíduos (RICKLEFS, 2003). Desta forma, levando em consideração os gráficos apresentados pelas famílias, é possível observar que as espécies mais abundantes fizeram com que suas famílias se tornassem muito representativas na comunidade em que estão inseridas, formando uma figura conhecida como “J inverso”.

Tabela 1. Características do estrato herbáceo nos diferentes tratamentos na presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS			
	C	BL	AL	BB
Nº de indivíduos (N)	1136	550	3948	1364
Riqueza (S)	34	45	51	27

Tabela 2. Características do estrato herbáceo nos diferentes tratamentos na ausência de *H. coronarium* e *I. walleriana* das parcelas a que pertencem.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS			
	C	BL	AL	BB
Nº de indivíduos (N)	1136	342	2911	1292
Riqueza (S)	34	44	50	26

Com a Análise de Variância (ANOVA), procurou-se explicar se havia ou não a diferença entre a riqueza e a abundância entre os tratamentos com o controle a partir de um Teste de Tukey à 5% de significância. Caso o valor de P fosse maior que 0,05, não haveria significância, ou seja, não haveria diferença entre nenhum dos tratamentos analisados.

Para proceder a análise dos dados, manteve-se as espécies exóticas e depois foi realizada sua retirada para poder comparar como a comunidade estaria se comportando sem estas em seu ambiente.

Houve diferença significativa na riqueza de espécies entre tratamentos na presença (Figura 21) e ausência das espécies exóticas (Figura 22) ANOVA F=4,436; GL=3 ; R²=0,270; P=0,021 e ANOVA F=3,045; GL=3; R²=0,202; P=0,041, respectivamente.

No primeiro caso (Figura 21), o tratamento AL mostrou-se diferente do tratamento BB e C, mas não apresentou significância quanto à BL, ou seja, o tratamento AL é igual a BL, mas é diferente de BB e C. Enquanto no segundo caso (Figura 22), AL apresentou significância para BB, mas não para BL e C, então, estatisticamente falando, AL é igual a BL e C, mas é diferente de BB, quando se tratando de riqueza. Sendo assim, pode-se considerar que ocorre uma diversidade considerável nos tratamentos AL, BL e C, enquanto que no tratamento BB a diversidade é baixa, quando comparado com os demais.

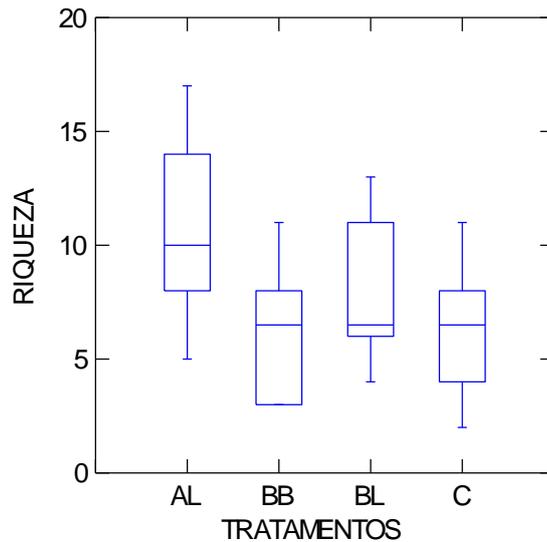


Figura 21. Relação da riqueza de espécies nos diferentes tratamentos na presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

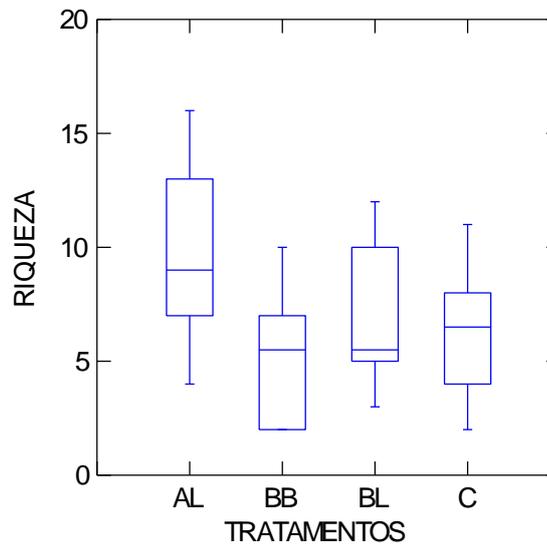


Figura 22. Relação da riqueza de espécies nos diferentes tratamentos na ausência de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

O fato de AL apresentar maior riqueza pode ser resultado das condições climáticas impostas ao local onde as parcelas de alta infestação de lírio (AL) foram alocadas, pois, estão situadas em local com grande incidência de radiação solar, o que pode facilitar o estabelecimento de muitas espécies. Müller e Waechter, 2001 *apud* GUERRA (2009) citam que, no interior de florestas a ocorrência de espécies herbáceas é muito baixa pela menor incidência luminosa. Ricklefs (2003) cita que efeitos de borda podem aumentar a taxa de brotamento de espécies pioneiras, aumentando a densidade do sub-bosque, tal como ocorre neste presente estudo.

Quanto a abundância, na presença das espécies exóticas (Figura 23) a análise apresentou significância (ANOVA, $F=10,438$; $GL=3$; $R^2=0,270$; $P=0,000$), onde o tratamento

AL difere de todos os outros tratamentos e controle. Mesmo quando se retirou os indivíduos de *H. coronarium* e *I. walleriana* para análise dos dados, ocorreu a significância (ANOVA $F=5,816$; $GL=3$; $R^2=0,326$; $P=0,002$), onde o tratamento AL continuou diferindo dos demais tratamentos e controle. A abundância de AL representou mais da metade de todos os indivíduos amostrados (56,41%), e mesmo quando efetuou-se a retirada dos indivíduos de lírio-do-brejo para análises, este tratamento ainda apresentava uma abundância muito superior, quando comparado aos demais tratamentos, com exatamente 41,59% dos indivíduos amostrados. Certamente, este fato proporcionou a diferença deste com os demais tratamentos e controle.

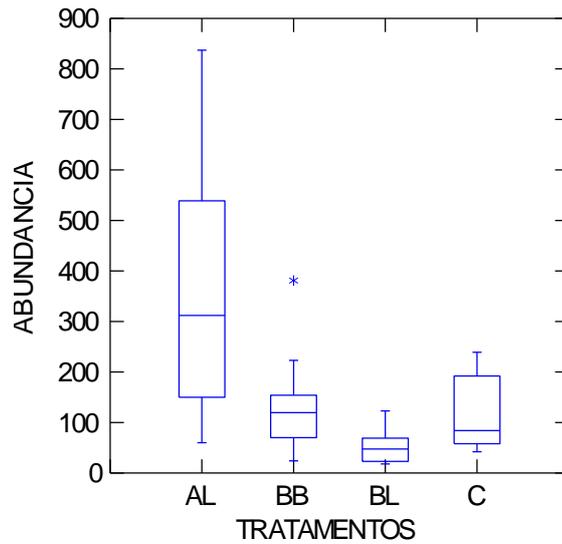


Figura 23. Relação da abundância de indivíduos nos diferentes tratamentos na presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

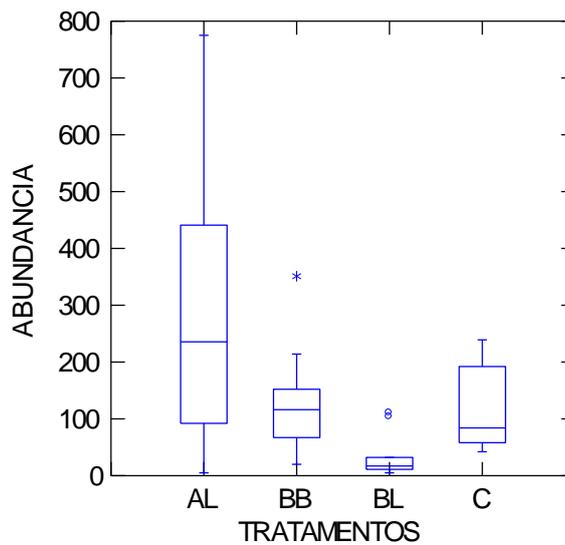


Figura 24. Relação da abundância de indivíduos nos diferentes tratamentos na ausência de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

De acordo com Ribeiro (2009), *H. coronarium* têm maior facilidade de colonizar áreas mais quentes, com menor umidade relativa e menor grau de sombreamento. Isto também se aplica a *I. walleriana*, mas no período em que se realizou a coleta de dados, este fato não foi observado. Esta espécie sofre variações em sua população nos diferentes períodos do ano (INSTITUTO HÓRUS, 2010). No caso do beijinho, podemos levar em consideração que a técnica de manejo utilizada por Ribeiro (2009) tenha sido eficiente. O arranquio dos indivíduos de *I. walleriana* em suas unidades amostrais pode ter sido a principal causa desta espécie ter ocorrido em baixa abundância na área de estudo.

5.2. Influência das Espécies Exóticas Sobre a Diversidade

Araújo *et al.* (2005) encontrou 2,08; 2,09 e de 2,52 como valores de diversidade para o estrato herbáceo, para uma diversidade conjunta de 2,68. Comparando os valores citados com os valores aqui encontrados, pode-se considerar que a diversidade das espécies herbáceas nos diferentes tratamentos e controle são altos. Analisando os tratamentos e controles de forma conjunta, ou seja, 110 espécies em 400 m², a diversidade encontrada pelo Índice de Shannon-Weaver foi de 3,25.

Também se procedeu a análise com presença (Tabela 3) e ausência (Tabela 4) dos indivíduos de *H. coronarium* e *I. walleriana*, para verificar com a comunidade se comporta com e sem estas espécies, assim como na riqueza e abundância.

Tabela 3. Índices de diversidade nos diferentes tratamentos na presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

ÍNDICES DE DIVERSIDADE	TRATAMENTOS			
	C	BL	AL	BB
Shannon-Weaver (H')	2,53	2,45	2,80	2,49
Simpson (D)	0,11	0,18	0,09	0,11

Tabela 4. Índices de diversidade nos diferentes tratamentos na ausência de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

ÍNDICES DE DIVERSIDADE	TRATAMENTOS			
	C	BL	AL	BB
Shannon-Weaver (H')	2,53	2,87	2,93	2,41
Simpson (D)	0,11	0,11	0,07	0,12

Os índices de diversidade em florestas temperadas atingem valores máximos em torno de 3,0, enquanto que o índice mais alto já reportado para espécies arbóreas foi encontrado no Panamá, atingindo 5,85 (KNIGHT, 1975 *apud* GUERRA, 2009). Segundo Martins (2003 *apud* GUERRA, 2009), nas formações florestais de Mata Atlântica, os índices de diversidade de Shannon situam-se entre 3,61 e 4,07. Não foram encontrados na literatura, valores do índice de Shannon que indicassem qual valor considerado alto para o estrato herbáceo. Então, comparando os resultados encontrados com valores considerados altos para uma floresta, a

diversidade encontrada nos diferentes tratamentos pode ser considerada alta, principalmente por estar localizada numa área com intensas atividades humanas.

O índice de diversidade de Shannon-Weaver apresentou os maiores valores no tratamento AL, levando a crer que a presença de lírio-do-brejo não interferiu na diversidade da comunidade vegetal. Isto se deve, provavelmente, por ocorrer uma maior distribuição das espécies neste tratamento, visto que este tratamento foi o que apresentou o maior valor de riqueza. Analisando a diversidade de forma conjunta, obteve valor de 3,33, que também é considerado alto. Tal fato não ocorreu no trabalho de Vilar (2006), onde buscava informações de como se comportava o banco de sementes do solo em regiões invadidas por *Prosopis juliflora* Sw. (algaroba) e outras bem conservadas da região de caatinga de Pernambuco, pois, a maior diversidade encontrada foi nas áreas onde não sofriam influência da espécie exótica invasora supracitada.

Segundo o resultado das análises estatísticas sobre os índices de Shannon-Weaver, os valores de diversidade das comunidades não se diferem, o que não significa que a composição destas seja igual ($P=0,000$).

O tratamento para alta infestação de *H. coronarium* (AL) foi o que apresentou maiores valores para todos os parâmetros, excluindo o Índice de dominância de Simpson, cujo valor foi o menor, quando comparado com os demais.

O Índice de Simpson foi considerado pequeno para todos os tratamentos e controle, onde o maior valor foi o encontrado no tratamento BL, com 18% de chances de se ter coletado indivíduos da mesma espécie nos diferentes tratamentos.

Conforme o número de espécies aumenta, a dominância das espécies mais abundantes diminui (RICKLEFS, 2003). Isto pode explicar porque a dominância para o tratamento AL foi baixa. A alta abundância de *H. coronarium* levava a crer que ocorreria uma maior dominância deste tratamento, mas visto que a maior riqueza também foi encontrada neste, logo, a dominância sobre a comunidade ali inserida também diminui. A maior riqueza encontrada foi para espécies rastejantes, que não chegavam a 30 cm de altura, conseguindo ocupar as áreas abaixo dos espécimes de *H. coronarium*. As espécies que ocorreram em maior abundância neste tratamento foram *Oxalis corymbosa* (336 indiv.), *Hypoxis decumbens* L. (327 indiv.), *Pterydophita* sp.2 (287 indiv.) e *Commelina erecta* L. (268 indiv.).

Com exceção de *Commelina erecta* L. que apresentou ocorrência em todos os tratamentos, as demais espécies acima descritas, ocorreram apenas apresentaram em comum ocorrerem apenas em parcelas controle alocadas próximas às parcelas de alta infestação de lírio-do-brejo, levando a crer que o melhor ambiente para que pudessem viver, seria justamente o mesmo em que *H. coronarium* encontra as melhores condições ambientais para crescer e se expandir.

O índice de dominância de Simpson indicou que há pouca possibilidade de se ter coletado indivíduos da mesma espécie nos diferentes tratamentos, mesmo quando ocorre a retirada dos indivíduos das espécies exóticas de seus devidos tratamentos (Tabela 4). O maior valor encontrado foi de 12%. Deste modo, pode-se concluir que no máximo 12% dos indivíduos contabilizados no tratamento de baixa infestação de beijinho (BB), pertencem à mesma espécie, ou seja, está ocorrendo uma pequena diversidade. Analisando tratamentos e controle de forma conjunta a dominância de Simpson foi de 6%.

Quando se faz a análise conjunta dos dados apresentados nas duas tabelas anteriores, é possível perceber que mesmo com a presença de *H. coronarium* e *I.walleriana* não ocorre influência na diversidade da comunidade vegetal nativa da área de uso intensivo do PARNASO. Riqueza e abundância continuam altas, principalmente no tratamento AL, mesmo com a presença de tais espécies exóticas.

5.3. Similaridade Entre Tratamentos

Para explicar similaridade entre os tratamentos foram realizadas duas análises: Índice de Similaridade de Jaccard e de Sorensen.

Considera-se que 25% é o limite mínimo para que duas áreas sejam consideradas florísticamente semelhantes por ambos os índices (MÜLLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974; ROSSATTO, 2008), com base em espécies arbóreas.

De acordo com os resultados apresentados pelas tabelas 5 e 6, as áreas apresentam-se florísticamente distintas para o estrato herbáceo, mesmo dentro de um padrão descrito para o estrato arbóreo. Todos os tratamentos foram considerados dissimilares quando analisados os resultados apresentados pelo índice de Jaccard, mas quando analisados os resultados do índice de Sorensen, tanto com presença, como com ausência das espécies exóticas, apenas as parcelas Controle (C) e de baixa infestação de beijinho (BB), são consideradas similares, por apresentarem 0,25 como valor do índice. Mesmo apresentando 25% de similaridade, pode-se dizer que florísticamente há uma grande dessemelhança entre todos os tratamentos. Visto que todos os tratamentos então inseridos em uma única área amostral e que as distâncias entre tratamentos não ultrapassavam 400m de extensão, era de se esperar que a composição destes fosse mais semelhante.

Como o índice de Sorensen apresenta maior importância para aquelas espécies em comum, analisando-as, é possível perceber que apesar da baixa riqueza destes tratamentos, quando comparados com os demais, estas são as que apresentam um maior valor de riqueza semelhante.

As parcelas que apresentavam os menores índices foram as de AL e BB. O tratamento AL apresenta cerca do dobro de espécies quando comparado com BB (51 e 27, respectivamente). Quando se compara os dois tratamentos é possível reparar que entre as 9 espécies em comum entre elas, há uma grande diferença no total de indivíduos de cada um. AL apresentou 1238 indivíduos, contra 515 indivíduos em BB. Considerando que entre estes tratamentos a diferença entre riqueza e abundância foi tão grande, então se consegue explicar porque ocorre esta maior distinção.

Tabela 5. Valores dos índices de Similaridade de Jaccard e Sorensen entre parcelas na presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

Classes	Jaccard	Sorensen
C/BL	0,11	0,22
C/AL	0,11	0,21
C/BB	0,14	0,25
BL/AL	0,12	0,21
BL/BB	0,11	0,20
AL/BB	0,09	0,17

Tabela 6. Valores dos índices de Similaridade de Jaccard e Sorensen entre parcelas na ausência de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

Classes	Jaccard	Sorensen
C/BL	0,11	0,20
C/AL	0,11	0,20
C/BB	0,14	0,25
BL/AL	0,11	0,20
BL/BB	0,10	0,18
AL/BB	0,08	0,15

Foram construídos dendrogramas de similaridade para todos os tratamentos para verificar se há uma distinção entre eles quanto à composição, riqueza e abundância. Isto serve para comparar como a presença ou ausência do *H. coronarium* e *I. walleriana* atua na comunidade vegetal em questão.

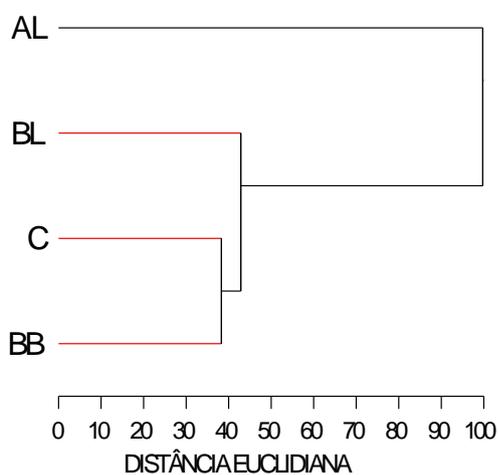


Figura 25. Dendrograma de Similaridade na presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

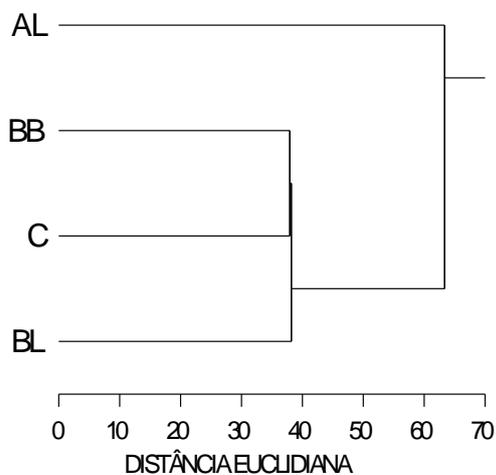


Figura 26. Dendrograma de Similaridade na ausência de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

Os dendrogramas acima comprovam o que já foi dito anteriormente quanto à maior semelhança entre tratamentos C e BB e maior distinção entre AL e BB. Mesmo com a retirada das espécies exóticas, tais resultados não se alteram.

Tais resultados podem ser explicados tanto pela riqueza, abundância e composição dos tratamentos. Nos resultados anteriores, é possível perceber que AL possui maior riqueza, abundância e possui também o maior número de espécies exclusivas. Tais fatos podem possibilitar à este tratamento possuir a maior distinção quanto aos outros, não havendo agrupamento deste com nenhum outro tratamento.

Para tanto, foi verificado que havia muita ocorrência de espécies raras, ou seja, espécies que ocorrem em pouca abundância e poucas unidades amostrais. Tais espécies podem influenciar nos dados, pois podem estar direcionando a um falso resultado, visto que podem estar no local apenas porque este foi o único que apresentava condições que permitissem sua presença ou simplesmente porque algum dispersor fez com que esta espécie chegasse àquele determinado local (RICKLEFS, 2003). Desta forma, todas as espécies que se encontravam em quatro ou menos parcelas (10% do total de parcelas) foram retiradas e foi realizada uma nova análise. Sendo assim, das 108 espécies nativas encontradas no total, apenas 15 foram encontradas em mais de quatro parcelas, sendo estas: *Begonia fruticosa*, *Centella asiatica* (L.) Urb., *Chaptalia nutans* L., *Commelina erecta* L., *Cuphea cartagenensis* (Jacq.) J. F. Macbr., *Hypoxis decumbens* L., *Mikania* sp1, *Oxalis corymbosa*, *Panicum pilosum* Sw., *Paspalum corcovadense* Raddi, *Passiflora actínia* Hooker, *Philodendron hastatum* K. Kock & Sellow, *Philodendron propinquum* Schott, *Plantago tomentosa* Lam., *Pterydophita* sp2.

Segundo Damasceno (2010), faz-se esta retirada para se obter uma melhor interpretação da distribuição das espécies comuns nos tratamentos analisados e verificar se estas estão influenciando ou não nos resultados da análise.

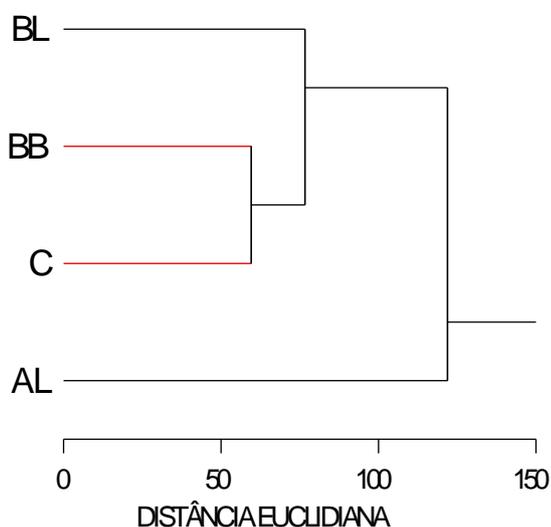


Figura 27. Dendrograma de Similaridade na ausência de espécies raras e presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

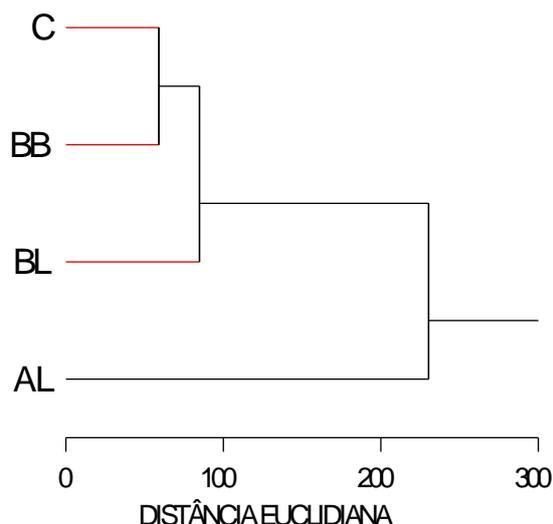


Figura 28. Dendrograma de Similaridade na ausência de espécies raras, *H. coronarium* e *I. walleriana*.

Assim como em todos os casos apresentados anteriormente, C e BB continuam formando o grupo mais semelhante e AL é o tratamento mais distinto. Neste caso a presença ou ausência das espécies exóticas não alterou os resultados. Desta forma, leva-se a crer que onde há maior influência de *H. coronarium*, há maior distinção entre comunidades.

A ordenação do MDS mostrou não haver uma distinção clara entre os tratamentos utilizados. Caso esta distinção fosse acentuada, esperava-se observar agrupamentos distintos, referentes aos tratamentos com baixa influência de *H. coronarium* e *I. walleriana*, alta influência de *H. coronarium* e controle (ausência de ambas as espécies citadas). Em todas as possibilidades apresentadas, notou-se que não houve uma distinção entre tratamentos, ocorrendo uma aglutinação, caracterizando que não ocorre um agrupamento claro entre riqueza, abundância e distribuição dos indivíduos nas parcelas que compõem esses tratamentos, ou seja, há similaridade entre as parcelas de todos os tratamentos.

As figuras 30 e 31 demonstram que a presença ou a ausência das espécies exóticas não estão influenciando na separação dos tratamentos. Mesmo apresentando uma forma mais aglutinada com a presença de *H. coronarium* e *I. walleriana* (Figura 31) quando comparado com sua ausência (Figura 32), não houve uma distinção na distribuição das unidades amostrais na ordenação MDS. Na presença das espécies exóticas, a parcela BB1 foi a que apresentou maior distinção em comparação com as demais. Isto pode ser explicado por esta apresentar uma grande riqueza (11 espécies), mas não apresentar uma abundância muito significativa (121 indivíduos).

Ainda assim, tais resultados demonstram que as espécies exóticas em questão não estão influenciando na dinâmica da comunidade, pois estão interagindo com as espécies nativas e fazendo com que o ambiente não apresente distinção entre áreas com presença e ausência de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

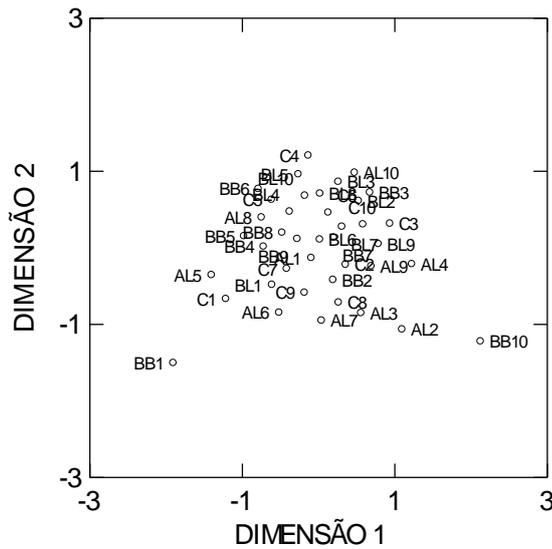


Figura 29. Representação da ordenação do MDS na presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

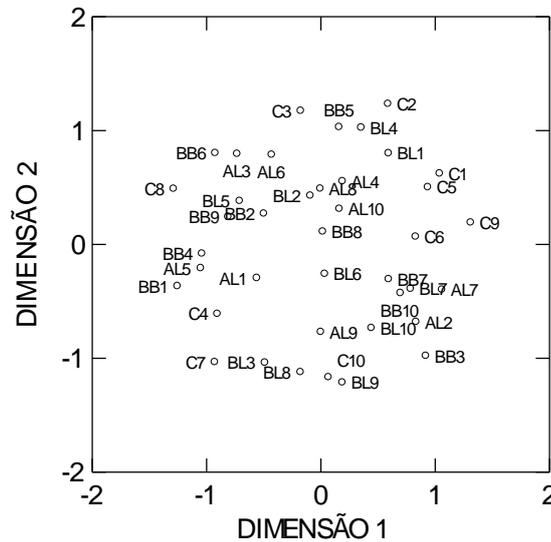


Figura 30. Representação da ordenação do MDS na ausência de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

O trabalho de Guerra (2009), quanto às espécies herbáceas, apresentou um agrupamento das diferentes classes de distâncias utilizadas entre borda e interior da floresta, na mesma área de estudo. As espécies herbáceas que foram encontradas na classe da borda da floresta, tenderam a se agruparem, assim como as herbáceas de interior da floresta. Este fato pode explicar que as espécies herbáceas encontradas nas áreas de borda da floresta estão tendendo a se agrupar, não importando se ocorre ou não a presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

Mesmo com a presença de *H. coronarium* e *I. walleriana* e com a ausência das espécies raras, verifica-se que a disposição das parcelas no MDS continua muito desigual, não havendo a ocorrência de agrupamentos distintos de classes de tratamentos. Isto leva a crer que a presença das espécies exóticas e ausência das espécies raras não interferem na dinâmica da comunidade como um todo.

Para a análise sem espécies exóticas, três parcelas foram excluídas por apresentarem apenas espécies raras, sendo estas BL2, BB8 e BB10 (Figura 33).

Após a retirada das espécies raras, é possível observar que todas as parcelas encontram-se aglutinadas, não havendo uma distinção específica entre tratamentos e controle.

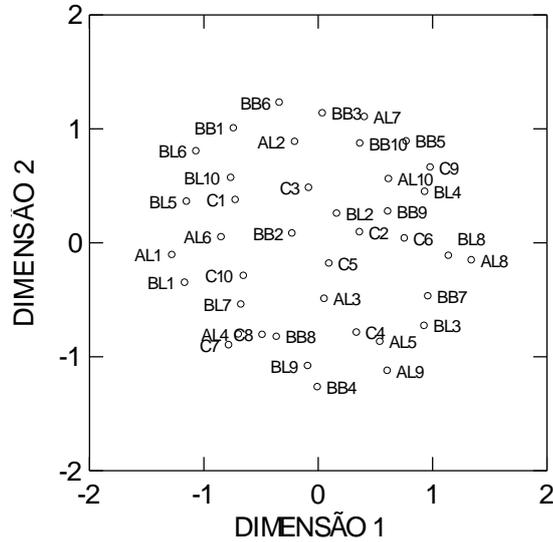


Figura 31. Representação da ordenação do MDS na ausência de espécies raras e presença de *H. coronarium* e *I. walleriana*.

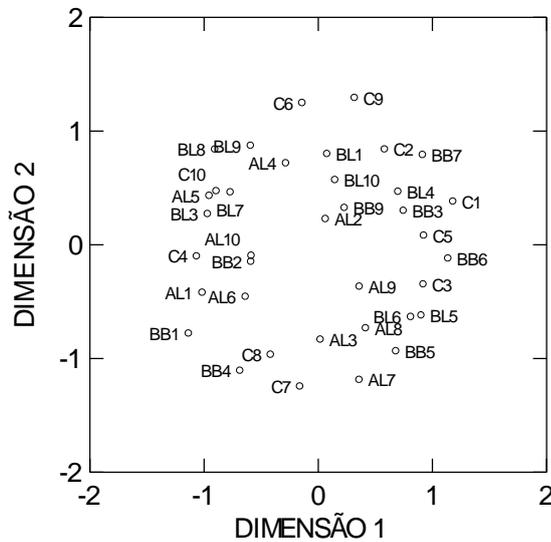


Figura 32. Representação da ordenação do MDS na ausência de espécies raras, *H. coronarium* e *I. walleriana*.

6. CONCLUSÕES

Este estudo mostra que, as espécies herbáceas exóticas e nativas interagem na comunidade.

O tratamento AL foi o que apresentou maior riqueza, abundância e diversidade. A menor dominância também foi encontrada neste tratamento e isso ocorre devido á este ter apresentado a maior diversidade.

Quanto menor a densidade de *H. coronarium*, menor é a riqueza. Isto se deve quanto à localização das parcelas de alta infestação de lírio-do-brejo ser onde há maior luminosidade. Estatisticamente falando, a diversidade entre tratamentos e controle não se diferem, mas sua composição é afetada com a presença das exóticas, principalmente *H. coronarium*.

Não há perda de diversidade na presença de *H. coronarium* mas a composição da comunidade é afetada. Os tratamentos na presença de lírio-do-brejo apresentam a maior dissimilaridade.

Tais resultados foram encontrados para um curto espaço de tempo. Desta forma, a dinâmica das populações pode ser alterada em outros períodos, fazendo com que seja interessante fazer outras análises para verificar se há oscilações dos resultados, ou se estes permanecem.

Considerando a comunidade como um conjunto de populações interagindo, a presença de exóticas não apresenta significância negativa.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, R. C. R.; IGUATEMY, M. A.; RODRIGUES, P. J. F. P. Espécies vegetais exóticas e invasoras: problemas e soluções. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, CE: Editora da UFCE, 2003.

ABREU, R. C. R.; RODRIGUES, P. J. F. P. Estrutura de populações de jaqueiras, subsídios para manejo e conservação da Mata Atlântica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, 1., 2005, Brasília, DF **Anais...** Brasília, DF: MMA, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/invasoras>>. Acesso em: 16 ago. 2010.

ALBAGLI, S. **Geopolítica da biodiversidade**. Brasília: IBAMA, 1998. 276p.

ALLAIE, R. R.; RESHI, Z.; WAFAI, B. A. Demographic Plasticity in Relation to Growth and Resource Allocation Pattern in *Anthemis cotula* –an Alien Invasive Species in Kashmir Himalaya, India. **Applied Ecology and Environmental Research**, Budapest, v.4, n.1, p.63-74, 2005.

ALMEIDA, W.R. de; LEÃO, T.C.C.; RODA, S.A.; DECHOUM, M. de S. Contextualização sobre Espécies Exóticas – Dossiê Pernambucano. Recife, 2009. Disponível em: <<http://www.amane.org.br/media/dossiê%20pe.pdf>>. Acesso em: 20 ago. 2010.

ARAÚJO, E. L., SILVA, K. A., FERRAZ, E. M., SAMPAIO, E. V. S. B., SILVA, S. I. Diversidade de herbáceas em microhabitats rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 2, p.285-294, 2005.

BAIS, H. P.; VEPACHEDU, R.; GILROY, S.; CALLAWAY, R. M.; VIVANCO, J. M. Allelopathy and Exotic Plant Invasion: From Molecules and Genes to Species Interaction. **Science Magazine**, v.301, p.1377-1380, 2003.

BRANDON, K.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; SILVA, J. M. C. Conservação Brasileira: desafios e oportunidades. **Megadiversidade**, v.1, p.7-13, 2005.

BRASIL, 2000. SNUC- Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, p. 02.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2008. Apresenta informações sobre o meio ambiente, Mata Atlântica e espécies exóticas invasoras. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 18 jul. 2010.

BURGER, L. M.; RICHTER, H. G. **Anatomia da madeira**. São Paulo: Nobel, 1991. 152p.

CALLAWAY, R. M.; ASCHEHOUG, E. T. Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors: a Mechanism for Exotic Invasion. **Science**, v.290, p. 521-523, 2000.

CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P.; MÜLLER, C. R. C.; Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade. Instituto Ambiental do Paraná, 2005.

CARVALHO, F. A.; JACOBSON, T. K. B. Invasão de plantas daninhas no Brasil: uma abordagem ecológica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, 1., 2005, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: MMA, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/invasoras>>. Acesso em: 26 ago. 2010.

CARVALHO, F. A. *Syzygium jambos* (L.) Auston – uma invasora na Mata Atlântica? In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, 1., 2005, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: MMA, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/invasoras>>. Acesso em: 26 ago. 2010.

CDB – CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. Convenção sobre Diversidade Biológica: conferência para adoção do texto acordado da CDB – ato final de Nairobi. Brasília: MMA/SBF, 2000. 60p.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG. 2000. Avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2000.

COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos da Saúva no Cerrado: os murundus de terra, as características psamofíticas das espécies de sua vegetação e a sua invasão pelo Capim-gordura. **Revista Brasileira de Botânica**, n. 42, p. 147-153, 1982.

DAMASCENO, E. R. **Distribuição altitudinal e diversidade das samambaias e licófitas na Floresta Atlântica do Parque nacional do Itatiaia, RJ.** 2010. 81 p. Dissertação (Mestrado em Botânica Tropical). Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L. A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p. 703-713, 2002.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** v.23, p. 63-87, 1992.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira.** São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DISLICH, R.; KISSER, N.; PIVELLO, V. R. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. **Revista Brasileira de Botânica**, v.25, n.1, p.55-64, 2002.

ESTEVES, T. M. **Influência da abertura da Trilha do Cartão Postal no Parque Nacional da Serra dos Órgãos no processo de colonização por duas espécies exóticas.** 2010. 65 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.

FENSHAM, R. J.; COWIE, I. D. Alien plant invasion on the Tiwi Islands: extent, implications and priorities for control. **Biological Conservation**, v.83, n.1, p. 55-68, 1998.

FERREIRA, S. B.; STUMPF, P. P.; COLOMBO, P.; MÄHLER JÚNIOR, J. K. F.; FOCCHI, S. S.; CASTRO, F. L. Diagnóstico preliminar das espécies exóticas invasoras nas Unidades de Conservação do Rio Grande do Sul inseridas no Projeto Conservação da Mata Atlântica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, 1., 2005, Brasília, DF. **Anais... Brasília, DF: MMA, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/invasoras>>. Acesso em: 28 jul. 2010.**

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS). 2001. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995–2000**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS). 2009. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2005–2008**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo.

GATTI, G., MOCOCHINSKI, A., THEULEN, V. Espécies de Plantas Exóticas Detectadas em Unidades de Conservação, 2005. Disponível em: <<http://www.fundacaoboticario.org.br/site/br/areas/monitoramento.htm>>. Acesso em : 27 ago. 2010.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; WANDERLEY, M. G. L.; VAN DEN BERG, C. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade**, v.1, p.52-62, 2005.

GUERRA, F. **Ocorrência, distribuição e influência de plantas exóticas sobre a comunidade vegetal nativa do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ. 2009**. 97 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

HAEMIG, P. D. Engenheiros do Ecossistema: Organismos que Criam, Modificam e Mantêm Habitats. **ECOLOGIA.INFO#12**, 2008.

HAESBAERT, R. **O mito da desterritorialização**. Rio de Janeiro, Ed. Beltrand Brasil, 2004. IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Espécies exóticas invasoras: situação brasileira. Brasília: MMA, 2006. 23p.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Indicadores de desenvolvimento sustentável – Brasil 2004: dimensão ambiental – biodiversidade. Brasília: IBGE, 2004. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/default.shtm>>. Acesso em: 10 set. 2010.

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE BIODIVERSIDADE. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br>> Acesso em: 21 set. 2010.

INEA – INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. Disponível em: <<http://www.inea.gov.br>> Acesso em: 23 ago. 2010.

INSTITUTO HÓRUS de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Apresenta informações sobre espécies exóticas invasoras. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br>>. Acesso em: 31 ago. 2010.

LIMA, L. Dossiê Espécies Invasoras. **Galileu**, p.45-56, 2003.

MACK, R. N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. A. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, v.10, n.3, p.689-710, 2000.

MENDES, A. B.; CARDOSO, M. M. G. M. S. Integração de conhecimentos de especialistas na tipificação de lojas de retalhos. p.1-19, 2008.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOUREX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisitados: as regiões biologicamente mais ricas e ameaçadas do planeta. Conservação Internacional, 2005. 16p. Disponível em: <<http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/HotspotsRevisitados.pdf>> Acesso em: 12 jul. 2010.

MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. New York: John Wiley & Sons. 1974. 547p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

OLIVEIRA-FILHO, A.; CARVALHO, D. A.; FONTES, M. A. L.; VAN-DEN-BERG, E.; CURI, N.; CARVALHO, W. A. C. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasil. Bot.**, v.27, n.2, p.291-309, abr.-jun. 2004.

OLIVEIRA, X. F. **Impactos da invasão da algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) dc. - sobre o componente arbustivo-arbóreo da caatinga nas microrregiões do Curimataú e do Seridó nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte**. Pós- graduação em Agronomia – Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB, 2006.

PARKER, I. M.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; GOODELL, K.; WONHAM, M.; KAREIVA, P. M.; WILLIAMSON, M. H.; VON HOLLE, B.; MOYLE, P. B.; BYERS, J. E.; GOLDWASSER, L. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, v.1, p.3-19, 1999.

PATON, P. W. C. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? **Conservation Biology**, n.8, p.17-26, 1994.

- PEREIRA, V. F., ARAÚJO, E. L., SILVA, K. A., LIMA, E. N., ANDRADE, J. R., PIMENTEL, R. M. M. Associações entre espécies herbáceas em uma área de caatinga de Pernambuco. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. 25, n. 2, mai/ago. 2008.
- PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNELL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMONDO, T. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.84, p.1-20, 2001.
- PINTO, L. P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: Os desafios para Conservação da Biodiversidade de um *Hotspot* Mundial. **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos, RiMa. p.91-118, 2006.
- PIVELLO, V.R., SHIDA, C.N., MEIRELLES, S.T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v.8, p.1281-1294, 1999.
- PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no Cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Ecologia Info**, v.33, 2005.
- PLANO DE MANEJO DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ÓRGÃOS, 2008.
- PRIMACK, R. B. & RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Editora Planta, Londrina, Paraná, 2001. 328p.
- RAMBALDI, D. M.; MAGNANINI, A.; ILHA, A.; LARDOSA, E.; FIGUEIREDO, P.; OLIVEIRA, R. F. **A reserva da biosfera da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro**. Caderno 22, 2ª edição, São Paulo: CETESB, 2003.
- REIGADA, C.; FARIA, L. D. B.; ROSA, G. S.; ROSSI, M. N.; GODOY, W. A. C. Dinâmica de predação larval em populações experimentais de *Chrysomya albiceps*. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, CE: Editora da UFCE, 2003.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restoration of damaged area: using nucleation to improve successional processes. **Natureza & Conservação**, n.1, p.85-92, 2003.
- REJMÁNEK, M. A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. **Biological Conservation**, v.78, p. 171-181, 1996.
- RIBAS, R. F., NETO, J. A. A. M., SILVA, A. F., SOUZA, A. L. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas serais de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.27, n.6, p.821-830, 2003.
- RIBEIRO, M. O.; **Gestão da contaminação biológica por espécies vegetais exóticas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro, Brasil**. 2009, 134 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Editora Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, 2003. 503 p.

ROSSATTO, D. R.; TONIATO, M. T. Z.; DURIGAN, G. Flora fanerogâmica não-arbórea do cerrado na Estação Ecológica de Assis, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v.31, n.3, p.409-424, 2008.

SAKAI, A. K.; ALLENDORF, F. W.; HOLT, J. S.; LODGE, D. M.; MOLOFSKY, J.; WITH, K. A.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R. J.; COHEN, J. E.; ELLSTRAND, N. C.; MCCAULEY, D. E.; O'NEIL, P.; PARKER, I. M.; THOMPSON, J. N.; WELLER, S. G. The Population Biology of Invasive Species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.32, p.305-332, 2001.

SANCHES, J. H.; MAGRO, T. C.; SILVA, D. F. Distribuição espacial da *Terminalia catappa* L., em área de restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/SP. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007.

SANTOS, A. R.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Plantas nativas e exóticas na paisagem urbana da cidade do Rio de Janeiro, Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, 1., 2005, Brasília, DF **Anais...** Brasília, DF: MMA, 2005a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/invasoras>>. Acesso em: 23 ago. 2010.

SANTOS, K., KINOSHITA, L. S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Ribeirão Cachoeira, Município de Campinas, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v.17, n.3, p.325-341, 2003.

SANTOS, S. B.; PEDRALLI, G.; MEYER, S. T. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedygium coronarium* (Zingiberaceae) na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto – MG. **Planta Daninha**, v.23, n.2, p. 175-180, 2005b.

SCHNEIDER, A. A. A flora naturalizada do Rio Grande do Sul, Brasil: herbáceas subspontâneas. **Biociências**, v.15, n.2, p.257-268, 2007.

SILVA MATOS, D. M.; TERRA, G.; PARDO, C. S. R.; NERI, A. C. A.; FIGUEIREDO, F. O. G.; de PAULA, C. H. R.; BALDONI, R. N.; BOCCHINI, I. G. Análise florística do componente arbóreo de florestas na região da Serra dos Órgãos, Teresópolis, RJ. **Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos**. Brasília: Ibama, 2007.

SIQUEIRA, J. Bioinvasão Vegetal: dispersão e propagação de espécies nativas e invasoras exóticas no campus da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-RIO) PESQUISAS, BOTÂNICA N° 57: 319-330. São Leopoldo, Instituto Anchieta de Pesquisas, 2006.

SNUC - SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA. *Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza*: lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. 3 ed. aum. Brasília: MMA/SBF, 2003. 52p.

STOHLGREN, T. J.; CHONG, G. W.; SCHELL, L. D.; RIMAR, K. A.; OTSUKI, Y.; LEE, M.; KALKHAN, M. A.; VILLA, C. A. Assessing vulnerability to invasion by nonnative plant species at multiple spatial scales. **Environmental Management**, v.29, n.4, p. 566-577, 2002.

STRINGER, C.; ANDREWS, P. Genetic and fossil evidence for the origins of modern humans. **Science**, v. 239, p. 1263-1268, 1988.

VIBRANS, A. C.; FISTAROL, O.; VITORINO, M. D. Uso de técnicas de sensoriamento remoto para identificação e monitoramento de áreas infestadas pelo amarelinho (*Tecoma stans* (L.) Kunth, (Bignoniaceae)) na região norte do Paraná. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, 1., 2005, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: MMA, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/invasoras>>. Acesso em: 05 set. 2010.

VILAR, F. C. R. **Impactos da invasão da algaroba [*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.] sobre estrato herbáceo da caatinga: florística, fitossociologia e citogenética**. Pós-graduação em Agronomia – Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB, 2006.

WILLIAMSON, M. H.; FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, v.78, p.163-170, 1996a.

WILLIAMSON, M.; FITTER, A. The varying success of invaders. **Ecology**, v.77, n.6, p. 1661-1666, 1996b.

ZANCHETTA, D.; DINIZ, F. V. Estudo da contaminação biológica por *Pinus spp* em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, v.18, n. único, p.1-14, 2006.

ZAVALETA, E. S.; HOBBS, R. J.; MOONEY, H. A. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. **Trends in Ecology & Evolution**, v.16, n.8, p.454-459, 2001.

ZILLER, S. R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. 2000. 268 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

ZILLER, S. R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, v.30, n.178, p.77-79, 2001.

ZILLER, S.R.; GALVÃO, F. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *P. taeda*. Curitiba, PR, 2002.

ZILLER, S. R., ZALBA, S. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, v.5, n.2, p.8-15, 2007.

8. ANEXOS

Anexo 1: Lista de espécies do estrato herbáceo e sua ocorrência nos tratamentos na zona de uso intensivo da sede de Teresópolis do Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME VULGAR	TRATAMENTOS			
			C	BL	AL	BB
Acanthaceae	Acanthaceae sp.1.		X	X		
	<i>Geissomeria sp.</i>					X
Amaranthaceae	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) O. Kunt.	Doril			X	
Apiaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	Acariçoba	X		X	
	<i>Centella asiática</i> (L.) Urb.	Orelha-de-onça	X		X	
Apocynaceae	Apocynaceae sp.1			X		
Araceae	<i>Anthurium sp.</i>	Antúrio		X		
	<i>Philodendron hastatum</i> K. Koch & Sellow	Filodendro	X	X		X
	<i>Philodendron propinquum</i> Schott	Filodendro		X		X
Araliaceae	<i>Hydrocotyle quinqueloba</i> Ruiz & Pav.	Acariçaba				X
Arecaceae	<i>Geonoma sp.</i>			X		
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia sp.</i>	Cipó-mil-homens	X			
Asteraceae	<i>Adenostemma brasilianum</i> (Pers.) Cass.	Cravinho-do-mato				X
	<i>Ambrosia sp.</i>				X	X
	Asteraceae sp.1			X	X	
	Asteraceae sp.2			X	X	
	Asteraceae sp.3					X
	<i>Austroeupatorium inulifolium</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	Arnica-do-mato			X	
	<i>Bidens pilosa</i>	Picão- preto			X	
<i>Chaptalia nutans</i> L.	Língua-de-vaca	X		X	X	

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME VULGAR	TRATAMENTOS			
			C	BL	AL	BB
	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R. M. King & H. Rob.	Cambará-falso			X	
	<i>Emilia sonchifolia</i> I	Pincel	X		X	
	<i>Erechtites</i> sp.	Capiçova			X	
	<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Macela fina			X	
	<i>Grazielia multifida</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.				X	
	<i>Hypochaeris brasiliensis</i> Griseb.	Almeirão			X	
	<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	Botão-de-ouro			X	
	<i>Mikania glomerata</i> Spreng.	Guaco		X		
	<i>Mikania</i> sp.		X			
	<i>Mikania</i> sp.1		X		X	
	<i>Mikania</i> sp.2			X		
	<i>Mikania</i> sp.3			X		
	<i>Mikania</i> sp.4			X		
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Serralha			X	
	<i>Taraxacum officinale</i> Weber	Dente-de-leão	X			
Balsaminaceae	<i>Impatiens walleriana</i> Hook F.	Beijinho		X	X	X
Begoniaceae	<i>Begonia fruticosa</i>	Begônia	X	X		
	<i>Begonia hugelii</i>	Begônia				X
	<i>Begonia luxurians</i>	Begônia				X
	<i>Begonia solananthera</i>	Begônia	X			

Continuação Anexo 1

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME VULGAR	TRATAMENTOS			
			C	BL	AL	BB
Bignoniaceae	<i>Arrabidaea florida</i>	Cipó-florido		X	X	
	<i>Arrabidaea sp.</i>			X		
	<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A.H. Gentry.	Unha-de-gato		X		
Bromeliaceae	<i>Bilbergia pyramidalis</i>	Bromélia		X		
	Bromeliaceae sp.1	Bromélia		X		
	<i>Vriesea incurvata</i> Gaudich	Bromélia	X			
Cannaceae	<i>Canna sp.</i>			X		X
Commelinaceae	<i>Commelina difusa</i> Burm. F.	Maria-mole				X
	<i>Commelina erecta</i> L.	Erva-de-santa-luzia	X	X	X	X
	<i>Commelina sp.1</i>			X	X	
	<i>Commelina sp.2</i>			X	X	X
	<i>Commelina sp.3</i>					X
	<i>Dychorisandra sp.</i>		X			
Convolvulaceae	<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	Trapoeraba			X	
	<i>Merremia sp.</i>			X	X	
	<i>Ipomoea sp.</i>				X	
Cucurbitaceae	Cucurbitaceae sp.1			X		
	<i>Wilbrandia sp.</i>				X	
Cyperaceae	<i>Scleria bracteata</i> Cav.	Capim navalha de macaco			X	
Dioscoriaceae	<i>Dioscorea campanulata</i> Uline ex R.Knuth	Inhame		X		

Continua...

Continuação Anexo 1

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME VULGAR	TRATAMENTOS			
			C	BL	AL	BB
Heliconiaceae	<i>Heliconia angusta</i> Vell.	Bico-de-guará				X
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i> L.	Falsa-tiririca	X		X	
Lamiaceae	Lamiaceae sp.1			X		
Lythraceae	<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	Sete-sangrias	X		X	
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Vassoura			X	
Marantaceae	<i>Ctenanthe setosa</i>	Maranta cinza		X		
	<i>Stromanthe porteana</i> A. Griseb		X			
Onagraceae	<i>Ludwigia elegans</i>	Cruz-de-malta			X	
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i> L.	Erva-azedo			X	
	<i>Oxalis corymbosa</i>	Trevo dourado	X		X	X
	<i>Oxalis sp.</i>		X			
Passifloraceae	<i>Passiflora actinia</i> Hooker	Maracujá	X	X	X	X
	<i>Passiflora serratodigitata</i> L.	Maracujá-pedra	X			
Piperaceae	<i>Peperomia sp.</i>		X	X		
	<i>Piper sp.</i>			X		
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Transagem			X	
Poaceae	<i>Guadua sp.</i>				X	
	<i>Panicum pilosum</i> Sw.	Capim-de-anta	X			X
	<i>Panicum sp.</i>		X			X
	<i>Paspalum corcovadense</i> Raddi	Capim-de-são-carlos	X	X	X	X

Continua...

Continuação Anexo 1

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME VULGAR	TRATAMENTOS			
			C	BL	AL	BB
	<i>Paspalum mandiocanum</i> Trin.	Capim pernambuco	X		X	
	<i>Pharus lappulaceus</i> Aubl.	Capim-bambu		X	X	
	Poaceae sp.1			X		
	Poaceae sp.2		X			
	Poaceae sp.3					X
	Poaceae sp.4					X
Polygonaceae	<i>Polygonum capitatum</i>	Tapete-inglês			X	
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i> Sn.	Morango silvestre			X	X
Rubiaceae	Rubiaceae sp.1		X	X		
	<i>Spermacoce</i> sp.				X	
Theophrastaceae	<i>Clavija</i> sp.	Caroba			X	
Turneraceae	<i>Turnera</i> sp.	Flor do Guarujá			X	
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Assa-peixe			X	
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i> J. König	Lírio-do-brejo		X	X	X
DF	indet1		X			
	indet2		X			
	indet3			X		
	indet4			X		
	indet5			X		
	indet6			X		

Continua...

Continuação Anexo 1

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME VULGAR	TRATAMENTOS			
			C	BL	AL	BB
	indet7				X	
	indet8				X	
	indet9					X
	Pterydophita			X		
	Pterydophita sp1		X			
	Pterydophita sp2		X	X	X	X
	Pterydophita sp3		X	X		
	Pterydophita sp4			X		
	Pterydophita sp5			X		
	Pterydophita sp6			X		

