

MICHELLE DE OLIVEIRA RIBEIRO

LEVANTAMENTO POPULACIONAL E MANEJO DA ESPÉCIE EXÓTICA  
INVASORA *DRACAENA FRAGRANS* KER-GAWL (ANGIOSPERMAE -  
LILIACEAE), EM UM TRECHO DE FLORESTA ATLÂNTICA SOB  
EFEITOS DE BORDA NO PARQUE NACIONAL DA TIJUCA, RIO DE  
JANEIRO, BRASIL.

SEROPÉDICA  
RIO DE JANEIRO - BRASIL  
2006

MICHELLE DE OLIVEIRA RIBEIRO

**LEVANTAMENTO POPULACIONAL E MANEJO DA ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA  
*DRACAENA FRAGRANS* KER-GAWL (ANGIOSPERMAE - LILIACEAE), EM UM  
TRECHO DE FLORESTA ATLÂNTICA SOB EFEITOS DE BORDA NO PARQUE  
NACIONAL DA TIJUCA, RIO DE JANEIRO, BRASIL.**

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

Orientador  
André Scarambone Zaú

SEROPÉDICA  
RIO DE JANEIRO - BRASIL  
2006

**LEVANTAMENTO POPULACIONAL E MANEJO DA ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA  
*DRACAENA FRAGRANS* KER-GAWL (ANGIOSPERMAE - LILIACEAE), EM UM  
TRECHO DE FLORESTA ATLÂNTICA SOB EFEITOS DE BORDA NO PARQUE  
NACIONAL DA TIJUCA, RIO DE JANEIRO, BRASIL.**

Trabalho realizado sob a orientação do professor André Scarambone Zaú, do Departamento de Botânica/ECB/CCBS/ UNIRIO, pela aluna Michelle de Oliveira Ribeiro, do curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 10º período.

Monografia aprovada em \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_.

**Banca examinadora:**

---

Professor André Scarambone Zaú - UNIRIO  
(orientador)

---

Professor Luís Mauro Sampaio Magalhães - UFRRJ

---

Professor André Fellipe Nunes de Freitas - UFRRJ

SEROPÉDICA  
RIO DE JANEIRO - BRASIL  
2006

A todos aqueles que são  
apaixonados pelo meio  
ambiente e de alguma  
forma lutam por um mundo  
melhor e sustentável.

**DEDICO**

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, Criador, fonte de inspiração e de todo amor e poder, pelo dom da vida, pela salvação, pela fidelidade, pelas bênçãos sem medida e por ter me dado sabedoria e sustento durante todos esses anos. Obrigada, Senhor, por guiar meus passos e estar sempre a meu lado.

Aos meus pais, por terem oportunizado minha chegada a este mundo e pela forma com que orientaram meu desenvolvimento, por terem me dado condições de trilhar meu próprio caminho, pelos ensinamentos, pela paciência, pelo apoio incondicional, pelo carinho, compreensão e incentivo e por estarem sempre comigo em todas as horas.

Ao meu irmão, pelo companheirismo, por me ajudar em tudo que for possível, me dando apoio sempre e por acreditar em mim mesmo quando nem eu acreditava mais.

A todos os familiares que sempre estiveram ao meu lado me dando sustentação nessa longa caminhada.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, essa casa que me aceitou, me acolheu e me deu as ferramentas para que esse dia chegasse.

Aos meus eternos professores e educadores, que jamais serão considerados "ex", que orientaram minha formação, pelos ensinamentos profissionais e pelas lições de vida.

Ao meu professor orientador, André Scarambone Zaú, sem o qual este trabalho não seria uma realidade. Obrigada pela amizade, pelas lições, pela oportunidade de crescimento e desenvolvimento deste trabalho e por ter me ensinado a ver na floresta muito mais do que os olhos são capazes de enxergar.

Aos amigos do curso de engenharia florestal, em especial à Nahami, Rafael, Fellipe e Igor, pela amizade sincera e eterna, pela ajuda em todos os momentos e por me aturar por todos esses anos. Obrigada pelas risadas, pelas brincadeiras, pelas horas em que foi preciso falar sério. Obrigada por fazerem parte da minha vida!

A todos os meus amigos, pelo companheirismo, carinho, força e amizade, pela confiança depositada e por serem parte de mim! Valeu!

A galera do LEF, pela amizade, pela força nos trabalhos de campo, de laboratório e de escritório e por tornarem estes trabalhos muito mais legais. Valeram os tombos na floresta, as piadas, brincadeiras e risos. Valeu o trabalho duro e cansativo, mas que sempre deu bons resultados. Valeram as reuniões festivas, os churrascos e as vezes que resolvemos "sair mais cedo" pra comemorar o dia! Obrigada.

Ao Alex e ao Helton pelo *help* na tradução e na conversão do arquivo, valeu pelo suporte operacional. *Thank you!*

Ao Parque Nacional da Tijuca e ao IBAMA, por terem aprovado os projetos e permitido que estes fossem realizados. Agradeço a confiança, credibilidade e apoio à ciência!

Aos professores Luis Mauro Sampaio Magalhães e André Fellipe Nunes de Freitas pela avaliação e correções fundamentais a este trabalho. Obrigada!

A todos que, embora não tenha citado nomes, contribuíram para que eu chegasse até aqui. Muito obrigada!

**A todos, meus sinceros agradecimentos.**

## **OXIGÊNIO**

Mesmo com a fumaça  
Dá para ver  
A incessante sinfonia  
Da floresta  
Respirando pelo mundo  
Vendo tudo acontecer  
Mesmo com a fumaça  
Dá pra ouvir  
O som intermitente  
Das corredeiras  
E a cachoeira da fumaça  
Vendo tudo acontecer  
Dá para ver  
Que ainda é possível voar  
Dá para ver  
Que o mundo ainda é verde  
E o ar, oxigênio!  
Mesmo com a fumaça  
Oxigênio  
Povo da Terra  
Olhem para o céu  
E vejam que límpido cristal  
Tem a vossa alma  
O abraço das criaturas  
No templo do amor  
A paixão da natureza  
O delírio do viver  
Somos todos os deuses  
Somos todos um só.

***Jota Quest***



## RESUMO

A fragmentação das florestas tropicais amplia os efeitos de borda, reduzindo as áreas de interior de floresta que abrigam espécies típicas de trechos melhor conservados. Entretanto, plantas invasoras podem ser beneficiadas pelas alterações decorrentes dos efeitos de borda, sendo, atualmente, consideradas a segunda maior ameaça à biodiversidade. Este estudo objetivou conhecer e avaliar aspectos da ecologia de *Dracaena fragrans* e propor formas para o manejo desta espécie invasora. O estudo foi desenvolvido na sub-unidade "Floresta da Tijuca", do Parque Nacional da Tijuca/RJ. Foram alocados 12 transetos em cada situação de microrelevo ("encosta acima" e "encosta abaixo"), computando-se o número de indivíduos encontrados. Os dados foram normalizados e submetidos ao teste "t" para detectar diferenças entre as densidades de plantas nas vertentes "encosta acima" e "encosta abaixo", além de serem calculados a densidade populacional da espécie e o Índice de Dispersão de Morisita. Foram testados três tratamentos para o manejo da espécie: corte raso, arranquio e controle, sendo avaliada a intensidade de regeneração da espécie através do registro do número de indivíduos que rebrotaram. Os tratamentos foram avaliados pela análise de variância seguida do teste de Tukey. O teste "t" indicou diferenças significativas entre as densidades de plantas nas situações analisadas, sendo esta maior em "encosta abaixo" e o Índice de Dispersão de Morisita indicou um padrão de distribuição agregado para a espécie. A construção das estradas pode ter originado situações microclimáticas distintas e favorecido a ocorrência da dracena em "encosta abaixo". Os tratamentos testados para manejo mostram que com o tempo ocorre a recolonização das áreas manejadas. Pode-se concluir que a dracena possui alto poder competitivo e nenhum dos tratamentos testados isoladamente foi eficaz no controle desta espécie. Propõem-se a elaboração de um plano de manejo que associe o arranquio das exóticas com o plantio imediato de espécies nativas.

**Palavras-chave:** Floresta Atlântica, *Dracaena fragrans*, efeitos de borda, espécies exóticas invasoras, manejo.

## ABSTRACT

The fragmentation of the tropical forests increase the edge effects, been reducing the inside forest areas that houses typical species of the best preserved stretches. However, invasive plants can be benefits by changes derived from the edge effects, and, at present, it's considered the second biggest threat to biodiversity. This study had as objectives know and assess aspects of the ecology from *Dracaena fragrans* and propose ways from handle of this invasive specie. The study was developed in the Tijuca's Forest, Tijuca's Nacional Park/RJ. Twelve transects was implanted in each terrain situation ("slope up" and "slope down"), been computing the number of the individuals found. The information was normalized and subjected to "t" test for detect differences between the plant densities in declivities "slope up" and "slope down". Was calculated too the specie's population density and the Morisita's disperse rate. Three treatments was tested for the specie's handle: shallow cut, pull up and control, been assessing the specie's intensity of regeneration through the numbers record of the individuals that sprout again. The treatments was assessed by variance analysis and Tukey's test. The "t" test indicated significant differences among the plant densities in the analysed situations, been "slop down" bigger than "slop up" and the Morisita's disperse rate indicated a aggregate distribution standard for the specie. The building of the asphalt road can have originate distinct climates and biased toward dracena's occurence in "slop down". The tested treatments for specie's handle show that with the time occurs a new colonization of the handled areas. Can be concluded that dracena has high competitive power and none of the tested treatments was effective for dracena's control. Should be elaborate a handle plan that associate the pull exotic plants up with the immediate planting of native species.

**Key words:** Atlantic Forest, *Dracena fragrans*, edge effects, alien invasive species, handle.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>19</b>
2.1.Florestas tropicais úmidas.....	19
2.2.Principais ameaças às florestas tropicais.....	21
2.2.1.Destruição de habitats - fragmentação e efeitos de borda.....	22
2.2.2.Invasões biológicas.....	26
2.2.2.1.Um breve histórico das invasões biológicas....	28
2.2.2.2.O processo de invasão biológica e suas conseqüências.....	32
2.2.2.3.Manejo das espécies exóticas invasoras.....	36
2.3.Conservação dos ecossistemas.....	41
2.4. Unidades de Conservação - o Parque Nacional da Tijuca.....	43
<b>3. OBJETIVOS.....</b>	<b>48</b>
<b>4. METODOLOGIA.....</b>	<b>49</b>
4.1.Área de estudo.....	49
4.2.A espécie.....	52
4.3.Observação e coleta de dados no campo.....	55

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
6. CONCLUSÕES.....	71
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	73
ANEXO.....	86

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são os ambientes de maior riqueza em termos de diversidade biológica no mundo (WHITMORE, 1990). Ocupam apenas 7% da superfície do planeta, mas contêm mais de 50% do total de espécies (PRIMACK & RODRIGUES, 2002). A maior de todas as florestas deste tipo é a Floresta Amazônica.

Dentre os diversos ecossistemas tropicais, merece destaque a Floresta Pluvial Atlântica, o ambiente de maior biodiversidade no Brasil e que se encontra sob a maior ameaça de destruição. Ocupando hoje cerca de 5% da sua área original, estimada em 1,5 milhões de Km<sup>2</sup>, este conjunto de matas está localizado na Serra do Mar, que faz parte do Domínio Florestal Tropical Atlântico (BRASIL, 2006a; PRIMACK & RODRIGUES, 2002). Este Domínio estende-se por uma faixa relativamente paralela à costa brasileira, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul e constitui-se por "mares de morros" e "chapadões florestados", com solos profundos de drenagem perene (BRASIL, 2006a).

A Floresta ou Mata Atlântica apresenta alto endemismo e possui muitas espécies raras e ameaçadas de extinção (PRIMACK & RODRIGUES, 2002), sem contar com as espécies que já foram extintas, muitas sem sequer serem descritas pela ciência. Além disso, a este bioma estão associados ecossistemas como manguezais, restingas, brejos e campos de altitude. Segundo

Rambaldi *et al.* (2003), o Estado do Rio de Janeiro, naquela data, apresentava ainda cerca de 17% da cobertura florestal, sendo uma das áreas de maior biodiversidade da Mata Atlântica.

Apesar destes ambientes serem exemplos de elevada diversidade, as atividades humanas vêm transformando-os. Estima-se em 16 milhões de Km<sup>2</sup> a extensão original das florestas tropicais e florestas úmidas correspondentes, com base em padrões de precipitação atmosférica e temperatura (MYERS, 1991; SAYER & WHITMORE, 1991). Entretanto, segundo esses últimos autores, são perdidos atualmente 180.000 Km<sup>2</sup> de florestas tropicais por ano, sendo 80.000 Km<sup>2</sup> totalmente destruídos e 100.000 Km<sup>2</sup> degradados de forma a alterar processos ecossistêmicos e composição de espécies.

A riqueza de espécies vem diminuindo à medida que a população humana aumenta. Espécies estão sendo extintas pela caça predatória, destruição do habitat e ação de novos competidores e predadores como consequência da introdução de espécies exóticas. O clima e os ciclos naturais também podem ser alterados por uma combinação de poluição e desmatamento. A desigualdade na distribuição de renda no mundo, e, especialmente no Brasil, torna o *status* de degradação ainda mais grave. Também é importante ressaltar que diversos impactos têm efeito sinérgico, ou seja, podem combinar-se, amplificando seus efeitos negativos (PRIMACK & RODRIGUES, 2002).

Atualmente, as plantas exóticas invasoras são consideradas a segunda maior ameaça à biodiversidade, perdendo apenas para a destruição de habitats causada pela exploração humana direta (ZILLER, 2003). Cabe ressaltar que a degradação ambiental causada pela invasão ou pela introdução deliberada de espécies exóticas é bastante grave, desencadeando, por vezes, processos de extinção (FONTES *et al.*, 2003; PIVELLO, 2006). Acredita-se ainda que a bioinvasão decorrente da quebra de barreiras geográficas seja um processo freqüentemente irreversível (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992).

As plantas invasoras podem alterar o ecossistema de inúmeras formas, como, por exemplo, alterando a ciclagem de nutrientes e o microclima e introduzindo ou facilitando a disseminação de endemias. Podem também deslocar ou excluir as espécies nativas através da competição por limitação de recursos, aumentar a erosão, o fogo e as enchentes, além de terem a capacidade de alterar geomorfologicamente o habitat, formando dunas, acumulando substratos ou formando poças d'água (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992; MACK & OCCHIPINT, 1999 *in* SANTOS *et al.*, 2005).

Nos últimos anos têm sido realizados estudos sobre a colonização e estabelecimento de espécies invasoras da fauna e da flora, bem como sobre as alterações geradas por estas espécies nos ecossistemas (RIBEIRO *et al.*, 2003). No entanto, tais estudos ainda são escassos, principalmente pelo fato de

muitas espécies terem sido introduzidas com fins paisagísticos ou para a obtenção de frutos e outros produtos florestais (KOSSEL *et al.*, 2003).

A Organização das Nações Unidas (ONU), através do Comitê Científico para Problemas Ambientais e do Programa de Meio Ambiente e outros órgãos internacionais como a *Food and Agriculture Organization* (FAO), criou, em 1997, o Programa Global de Espécies Invasoras (GISP). Os quatro primeiros anos deste programa foram dedicados à elaboração de diagnósticos e diretrizes. Com a colaboração dos países formadores da ONU (inclusive o Brasil), o programa já apontou algumas linhas de ação: a definição de estratégias (nacionais e regionais) para o controle e erradicação de espécies invasoras; a capacitação técnica e humana para o controle e erradicação de espécies invasoras; a implementação de atividades de pesquisa; a construção de sistemas de informação de acesso geral e a conscientização através de simpósios regionais, nacionais e internacionais. A conferência da ONU sobre biodiversidade realizada em março de 2001 em Montreal, no Canadá, teve como foco a contaminação biológica e deu seqüência à elaboração e implementação do programa, além de consolidar os princípios a serem seguidos para o tratamento do problema (ZILLER, 2003).

Foi realizado, em outubro de 2005, o I Simpósio Brasileiro sobre Espécies Exóticas Invasoras, em Brasília (DF), pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e o Instituto Brasileiro do



Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), em parceria com a Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), a Universidade Federal de Viçosa (UFV), o Instituto Oceanográfico da USP (IOUSP) e o Instituto Hórus (BRASIL, 2006b). O Simpósio contou com a presença de participantes de oito países: África do Sul, Argentina, Brasil, Estados Unidos da América, Havai, Jamaica, Nova Zelândia e Portugal. Vários temas foram abordados, dentre os quais pode-se destacar: a legislação nacional e a regulamentação do uso de espécies de valor econômico; prioridades para financiamento; sensibilização e educação; controle e monitoramento e análise de risco, prevenção e detecção precoce. Em seu discurso de abertura, a Ministra Marina Silva propôs a criação de uma Câmara Técnica Permanente sobre Espécies Exóticas Invasoras, no âmbito da Comissão Nacional de Biodiversidade (CONABIO). As discussões resultaram em recomendações específicas para o MMA e para o IBAMA, que estão sendo analisadas e avaliadas para sua implementação (BRASIL, 2006b).

Pelas razões apresentadas, fica evidente a necessidade da realização de ações efetivas acerca da introdução e manejo de espécies exóticas, uma vez que o comportamento, até o momento, imprevisível destas, coloca em risco a integridade dos ecossistemas.

Entretanto, para que estas ações sejam bem sucedidas, devem ser baseadas em estudos auto-ecológicos das espécies invasoras, de forma a se conseguir o controle mais efetivo e menos impactante.

Em se tratando de um ecossistema tão complexo e já tão transformado, como é o caso da Floresta Atlântica, tais estudos tornam-se fundamentais para que ações eficazes possam ser realizadas, com o intuito de recuperar e/ou conservar esse valioso patrimônio para as gerações presentes e futuras.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1. Florestas tropicais úmidas

De acordo com Odum (1988), a variedade de vida atinge o seu auge nas florestas tropicais úmidas latifoliadas e perenifólias que ocupam as zonas de baixas altitudes próximas ao Equador. A precipitação supera os 2000 a 2250 mm por ano e as variações de temperatura entre inverno e verão são menores do que a variação entre noite e dia, sendo o clima quente e úmido durante todo o ano. Uma exuberante vegetação cobre a topografia das florestas tropicais apesar de seus solos serem pobres do ponto de vista nutricional. Uma ciclagem direta e eficiente de nutrientes garante a sustentabilidade de formações vegetais tão viçosas.

A floresta tropical é altamente estratificada. Geralmente são notados três estratos: as árvores emergentes, muito altas e espalhadas que se projetam acima do dossel da floresta; o dossel propriamente dito, a uma altura que varia entre 25 a 30m e o sub-bosque, que se torna denso apenas onde há uma interrupção no dossel e abriga espécies adaptadas à sombra (ODUM, 1988).

A Floresta Atlântica é o segundo conjunto de matas tropicais especialmente expressivas na América do Sul. Estende-se ao longo das montanhas e das encostas voltadas para

o mar, bem como na planície costeira, ao longo da Serra do Mar. A Mata Atlântica é caracterizada como uma floresta pluvial Montana, ocupando montanhas com altitudes de 800 a 1700m. Sofre a influência dos ventos marinhos, os alísios, que sobem a encosta da serra e se resfriam, condensando-se e formando a neblina da Serra do Mar. A precipitação atmosférica gira em torno de 2000 mm por ano, chegando a até 4000 mm por ano em Boracéia (Estado de São Paulo). As temperaturas médias variam de 14 a 21°C (BRASIL, 2006a).

Este antigo bioma - acredita-se que data do início do Período Terciário, iniciado há aproximadamente 60 milhões de anos atrás (HAFFER, 1992) - sofreu drásticas alterações climáticas principalmente nos últimos 2 milhões de anos fazendo com que a floresta se retraísse durante os períodos glaciares (mais secos nesta zona climática), funcionando como refúgios para a fauna e a flora; e expandisse durante os períodos inter-glaciares, acelerando, desta forma, mecanismos que resultaram em especiações. Esse processo tornou algumas regiões da Mata Atlântica zonas de alta diversidade, comportando um grande número de espécies endêmicas (RAMBALDI *et al.*, 2003). Há ainda muitas espécies raras, com baixas densidades populacionais e outras ameaçadas de extinção, como é o caso de quatro espécies de micos-leões (*Leontopithecus spp*) e do miqui (*Brachyteles aracnoides*), o maior dos macacos neotropicais (BRASIL, 2006a). Além disso, à Mata

Atlântica estão associados ecossistemas como matas de altitude, restingas e mangues, que poderão sofrer profundas alterações ecológicas, devendo ocorrer processos de extinção, com a destruição das áreas de floresta.

## **2.2. Principais ameaças às florestas tropicais**

O potencial para exploração econômica das florestas tropicais é muito amplo e variado. São inúmeros os produtos vegetais e animais, além de recursos hidroelétricos, minerais e agropecuários. Como consequência disto as florestas tropicais têm sido destruídas (ODUM, 1988).

O maior perigo da degradação ambiental é a extinção de espécies. Primack & Rodrigues (2002), ao discorrerem sobre as ameaças à diversidade biológica, argumentam que:

As comunidades podem ser degradadas e confinadas a um espaço limitado, mas na medida em que as espécies originais sobrevivam, ainda será possível reconstituir as comunidades. Da mesma forma, a variação genética das espécies será reduzida se o tamanho da população for diminuído, mas estas podem ainda recuperar o potencial de sua variação genética através de mutação, seleção natural e recombinação. Entretanto, uma vez que a espécie é extinta, a

informação genética única contida em seu DNA e a combinação especial de caracteres que ela possui estarão perdidas para sempre. Uma vez que uma espécie tenha sido extinta, sua população não pode ser recuperada, a comunidade que ela habitava torna-se empobrecida e seu valor potencial para os seres humanos jamais poderá se concretizar.

A Floresta Atlântica é um dos ecossistemas tropicais mais ameaçados do mundo. Nas últimas décadas ela foi quase que inteiramente devastada para o plantio de cana-de-açúcar, café e cacau (PRIMACK & RODRIGUES, 2002), criação de gado, extração ilegal de madeira e especulação imobiliária. Os atuais remanescentes encontram-se divididos em fragmentos isolados, os quais estão sujeitos a uma grande variedade de impactos. As maiores ameaças à biodiversidade são a destruição de habitats e a introdução de espécies exóticas invasoras.

### **2.2.1. Destruição de habitats - fragmentação e efeitos de borda**

Além do alto índice de desmatamento, as florestas tropicais sofrem com os efeitos da fragmentação (ZAÚ, 1998). O processo de fragmentação pode ser definido como a redução e/ou a divisão em fragmentos de uma área contínua de habitat

(PRIMACK & RODRIGUES, 2002). Muitas vezes a área do ecossistema não é alterada, mas são impostas barreiras ao fluxo gênico como rodovias, canais, ferrovias etc. Com isso são criadas interfaces entre a floresta e as áreas desmatadas, denominadas "bordas" (DEBINSKI & HOLT, 1999). As bordas apresentam características muito distintas da floresta original e os seus efeitos traduzem-se na redução da área interior que abriga espécies típicas de florestas bem conservadas (PRIMACK & RODRIGUES, 2002).

As alterações das características das florestas nas áreas das bordas podem ser de três tipos: alterações abióticas, como aumento na intensidade luminosa e na temperatura, maior exposição a ventos e queda na umidade; alterações biológicas diretas, que envolvem mudanças na abundância e distribuição de espécies causadas pelas variações do ambiente físico e alterações biológicas indiretas, ou seja, alterações nas interações ecológicas entre as espécies (BALDISSERA & GANADE, 2005).

O processo de fragmentação de um ambiente pode limitar a dispersão e a colonização de muitas espécies, pois muitos pássaros, mamíferos e insetos não são capazes de atravessar faixas de ambiente aberto, mesmo que estreitas, especialmente pelo aumento do risco de predação (PRIMACK & RODRIGUES, 2002).

As conseqüências se dão também nos processos ecológicos associados aos vegetais. Existem espécies que não conseguem

sobreviver às alterações ecológicas existentes no processo de criação de novas bordas. Além do que espécies vegetais que dependem direta ou indiretamente dos animais afetados também terão suas capacidades de sobrevivência alteradas. Como evidenciado em inúmeros estudos de síntese (BIERREGAARD Jr. *et al.*, 2001; FERNANDEZ, 1997; FERNANDEZ, 2004; LAURANCE & BIERREGAARD Jr., 1997; LAURANCE & DELAMÔNICA, 1998 e ZAÚ, 1998), com o passar do tempo a diversidade biológica tende a diminuir no fragmento florestal.

Outras conseqüências da formação de fragmentos florestais são o aumento das taxas de extinção local e o declínio de populações que ocorre ao se dividir uma única população em duas ou mais subpopulações isoladas. As subpopulações podem sofrer depressão endogâmica, mudanças genéticas e outros problemas relacionados com o tamanho e as condições da área ou com os tamanhos populacionais, insuficientes para que possam sobreviver por uma maior escala temporal (PRIMACK & RODRIGUES, 2002).

Em relação à Mata Atlântica, boa parte de sua biodiversidade já foi perdida, pois alterações radicais na estrutura da sua vegetação e a destruição de grandes áreas de floresta dizimaram inúmeras espécies.

A fragmentação de áreas da Mata Atlântica também contribuiu para a redução da biodiversidade. Sendo o microclima nas bordas dos fragmentos muito diferente daquele



no interior da mata, o aumento das áreas de borda provoca uma mudança na composição das espécies do ambiente, uma vez que muitos animais e vegetais adaptados a um certo clima não suportam estas mudanças e acabam por ser eliminadas (FERNADEZ, 2004).

Os efeitos de borda são mais intensos nos primeiros 30 m (LAURANCE & BIERREGAARD Jr, 1997), mas podem ser notados até 500 m para dentro da mata (LAURENCE, 1991 *in* PRIMACK & RODRIGUES, 2002). A intensidade dos efeitos de borda varia com o organismo ou fator observado, bem como com a "idade" da borda. Bordas antigas são mais fechadas pela vegetação do que bordas que foram criadas recentemente (LAURANCE & BIERREGAARD Jr, 1997).

A fragmentação do habitat e o conseqüente aumento das bordas florestais aumentam a vulnerabilidade do ambiente à invasão de espécies nativas ruderais e espécies exóticas. A borda da floresta é um ambiente alterado onde tais espécies, caso encontrem condições favoráveis, podem se estabelecer, aumentar em número e se dispersar para o interior do fragmento (PATON, 1994).

### 2.2.2. Invasões biológicas

As invasões biológicas são um fenômeno que merece atenção. Contudo, estudos sobre este assunto são, ainda, escassos. Segundo Pysek (1995 in DISLICH *et al.*, 2002) espécie invasora é definida como "uma exótica cuja distribuição e/ou abundância está em processo de expansão" e espécie exótica é "aquela que alcançou a área como consequência de atividades do homem neolítico ou pós-neolítico ou seus animais domésticos".

De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), espécie exótica é "toda espécie que se encontra fora de sua área de distribuição natural" e espécie exótica invasora, por sua vez, é definida como sendo "aquela que ameaça ecossistemas, habitats ou espécies" (BRASIL, 2006b).

Portanto, invasões biológicas são o processo de estabelecimento e posterior propagação de espécies vindas de outras áreas, em ecossistemas naturais ou manejados pelo homem, dominando nichos ocupados pelas espécies nativas e causando danos à estas e ao funcionamento dos ecossistemas (PIVELLO, 2006).

Espécies exóticas invasoras afetam a biota nativa de praticamente todos os tipos de ecossistemas, ocorrendo em todos os principais grupos taxonômicos (BRASIL, 2006b; CRONK & FULLER, 1995 in DISLICH *et al.*, 2002; SANTOS *et al.*, 2005).

De acordo com Laurance & Bierregaard (1997), florestas tropicais pouco perturbadas raramente sofrem invasões biológicas. Entretanto, nas bordas, lianas e trepadeiras exóticas podem ter importantes efeitos, sendo também relativamente comum a colonização de clareiras por vegetais exóticos. Porém, com o fechamento do dossel estas plantas tendem a ser eliminadas da comunidade.

Por outro lado, ambientes frágeis e perturbados são muito mais susceptíveis às bioinvasões. Grande número de espécies invasoras são heliófilas, tendo maior sucesso em termos de estabelecimento em locais perturbados (DISLICH *et al.*, 2001; BRASIL, 2006b).

Segundo Ziller (2003), o aspecto mais grave das invasões biológicas, quando comparados a outros tipos de impactos ambientais, é o fato de apresentarem comportamento inverso a estes. Enquanto a maior parte dos problemas ambientais são absorvidos com o tempo e têm seus impactos amenizados, as invasões biológicas agravam-se à medida que as espécies exóticas ocupam o espaço das nativas.

### **2.2.2.1. Um breve histórico das invasões biológicas**

A extensão da distribuição geográfica de muitas espécies é limitada por barreiras climáticas ou ambientais. Oceanos, desertos, montanhas e rios restringem o movimento e a dispersão das espécies. Por causa deste isolamento geográfico, os padrões de evolução têm ocorrido diferentemente no mundo, culminando no surgimento de biotas singulares e endêmicas (PRIMACK & RODRIGUES, 2002).

O homem tem alterado rápida e significativamente os padrões estabelecidos ao longo de milhares de anos, sendo o principal responsável pela introdução acidental ou intencional de espécies.

As primeiras translocações de espécies de uma região para outra tiveram a intenção de suprir necessidades agrícolas, florestais e outras de uso direto (ZILLER, 2003). Antes da revolução industrial as pessoas levavam plantas cultivadas e animais domésticos de um lugar para outro ao se estabelecerem em novas áreas.

Em 1860, Darwin já havia notado o fenômeno da bioinvasão, embora os primeiros relatos sobre o assunto, feitos por Charles Elton, datem de 1950. No entanto, somente por volta de 1980 é que o problema das invasões biológicas foi percebido pela comunidade científica (PIVELLO, 2006).

De acordo com Primack & Rodrigues (2002), a introdução de espécies exóticas ao longo da história pode ter acontecido e continuar acontecendo de várias formas. Durante a colonização, os europeus levaram centenas de espécies de mamíferos e pássaros para as colônias, para que tivessem um ambiente familiar e caça garantida quando retornassem. Animais como cabritos e porcos eram deixados pelos europeus em ilhas ainda não habitadas para que certamente tivessem alimento ao regressarem. Espécies vegetais eram introduzidas com fins ornamentais, agrícolas ou para pastagens. Contudo, muitas dessas espécies deixaram de ser cultivadas e se estabeleceram nos novos locais. Tais introduções foram intencionais.

Todavia, muitas espécies exóticas foram e continuam a ser introduzidas de forma acidental. Por exemplo, sementes de ervas daninhas que contaminam lotes de sementes colhidas com fins comerciais, podem ser semeadas em novos locais, como o caso do arroz-vermelho e do arroz-branco cultivado. O capim-colonião (*Panicum maximum*) chegou ao Rio de Janeiro como restos de forro das "camas" dos escravos nos porões dos navios (ABREU, 1992); ratos e insetos são transportados acidentalmente em navios e aviões; doenças e parasitas são levados com seus hospedeiros e grandes navios graneleiros e petroleiros comumente carregam inúmeras espécies marinhas em sua águas de lastro (PRIMACK & RODRIGUES, 2002). Um exemplo famoso de introdução acidental é o do molusco-zebrado

(*Dreissena polymorpha*), levado aos Grandes Lagos (Estados Unidos da América e Canadá) na água de lastro de navios, tornando-se uma praga que ameaça espécies nativas (PIVELLO, 2006).

Pivello (2006) cita alguns exemplos clássicos de espécies exóticas invasoras e tentativas de manejo destas na história, como o caso da introdução de coelhos *Oryctolagus cuniculus* na Inglaterra e na Austrália. Essa espécie, nativa da Península Ibérica, foi levada, no século XII, da França para a Inglaterra e daí para a Austrália em 1778. Nos novos locais sua população aumentou a ponto de se tornarem pragas, causando grandes prejuízos nos cultivos agrícolas. Foi realizado o controle biológico da espécie, através da contaminação dos coelhos pelo vírus da mixomatose. Tal patógeno, embora letal à maioria dos indivíduos, deixou de ser eficiente no controle populacional à medida que foram sendo selecionadas populações de coelhos resistentes ao vírus.

No Brasil pode ser citado o caso da abelha africana (*Apis mellifera*), introduzida para pesquisas e liberada acidentalmente dos laboratórios da ESALQ-USP na década de 50, espalhando-se por toda a América do Sul e Central. Esta espécie compete com as abelhas nativas por recursos, chegando a deslocar os polinizadores específicos dos vegetais nativos, além de ser agressiva aos seres humanos (DICK, 1999 *in* PRIMACK & RODRIGUES, 2002 e PIVELLO, 2006).

Em relação aos vegetais, as espécies aquáticas *Salvinia molesta* e *Eichhornia crassipes* (aguapé) são nativas da América do Sul e infestam lagos e represas por toda a faixa tropical do Globo. Estas plantas aquáticas costumam ter explosões populacionais periódicas, reduzindo drasticamente a quantidade de oxigênio dissolvido na água, o que acarreta em elevações nos índices de mortalidade de peixes e outros organismos aquáticos (PIVELLO, 2006). No Brasil, a gramínea africana *Brachiaria sp.* domina o estrato herbáceo em reservas do Cerrado, competindo com plântulas de espécies arbóreas nativas (PIVELLO et al., 1999).

Muitos vegetais foram introduzidos com fins ornamentais e paisagísticos e acabaram tornando-se invasoras de ambientes terrestres, como, por exemplo, *Impatiens parviflora* (beijinho), *Archontophoenix cunninghamiana* (palmeira-imperial-australiana), *Pinus spp.* (pinheiro), *Eucalyptus spp.* (eucalipto), *Dracaena fragrans* (dracena), entre outras espécies (PIVELLO, 2006). Tais introduções paisagísticas são explicadas pela influência européia (principalmente francesa e inglesa) no paisagismo brasileiro, iniciado ao final do século XVIII (SANTOS et al., 2005). Estas influências forneceram o repertório de elementos para a composição dos jardins e da arborização urbana do Brasil, que utilizam maciçamente, até hoje, vegetação exótica. Auguste Glaziou e Burle Marx são

exemplos de paisagistas que fizeram uso intenso de plantas exóticas (SANTOS *et al.*, 2005).

#### **2.2.2.2. O processo de invasão biológica e suas conseqüências**

Muitas espécies exóticas não conseguem se estabelecer no ambiente em que foram introduzidas por este não ser adequado às suas necessidades. Contudo, grande parte tem seu estabelecimento e propagação favorecidos, principalmente em ambientes perturbados, em razão de não haver predadores naturais, pragas e parasitas, e pelo fato das espécies nativas possuírem mecanismos reguladores de suas populações (ABREU *et al.*, 2003). Cabe ressaltar que é uma característica das espécies invasoras ter alta capacidade de dispersão, o que é fundamental para o sucesso do estabelecimento destas. Há indícios de que a dispersão zoocórica seja responsável pelo sucesso de muitos invasores e, com relação às espécies anemocóricas, quanto menor a massa da semente, maior a capacidade de invasão (REJMÁNEK, 1996).

A ação humana pode criar condições ambientais nas quais as espécies exóticas se adaptem mais facilmente do que as nativas (PRIMACK & RODRIGUES, 2002). Com isso, recursos que nos locais de origem das espécies eram alocados para a formação de defesas são redirecionados para o crescimento e reprodução



(ABREU & RODRIGUES, 2005). A tendência é de que as plantas exóticas, ao encontrarem condições favoráveis no novo ambiente, tornem-se maiores, reproduzam-se mais e vivam por mais tempo do que nos locais de origem. Entretanto, as plantas invasoras, caso não encontrem condições ambientais favoráveis, podem permanecer durante anos em baixas densidades e, caso as condições mudem (ocorrendo perturbações ambientais), se proliferar tornando-se pragas (MYERS *et al.*, 2000).

De acordo com Pivello (2006), "o processo de invasão biológica pode ser dividido em quatro fases distintas: a chegada (ou introdução) da espécie, seu estabelecimento (ou fixação), sua expansão e o equilíbrio da espécie na comunidade". Tal equilíbrio se caracteriza pela dominância da espécie exótica invasora sobre as nativas, culminando numa condição ecológica inferior à original (PIVELLO, 2006).

Normalmente o processo de invasão biológica se inicia nas bordas florestais devido às perturbações que tornam estas áreas mais sujeitas à invasão (FENSHAM & COWIE, 1998; STOHLGREN *et al.*, 2002). No Brasil tem sido relatadas invasões a partir das bordas em diferentes formações como o Cerrado (PIVELLO *et al.*, 1999), a Mata Atlântica e a Amazônia (DISLICH *et al.*, 2002; ABREU & RODRIGUES, 2005).

Os impactos causados por espécies exóticas invasoras sobre um bioma podem se dar em diversos níveis. As bioinvasões são passíveis de causar efeitos genéticos, sobre os indivíduos,

sobre as populações, comunidades e processos ecossistêmicos. Os efeitos genéticos são, por exemplo, mudanças nos padrões de fluxo gênico e hibridizações. Alterações nos aspectos morfológicos, comportamentais ou de crescimento e mortalidade podem se dar sobre os indivíduos. As populações podem sofrer modificações em sua dinâmica, quando as exóticas exercem influência sobre aspectos de sua abundância, crescimento populacional e taxas de extinção. Os efeitos sobre a comunidade incluem alterações na riqueza de espécies, diversidade e estrutura trófica e os efeitos sobre processos ecossistêmicos relacionem-se à disponibilidade de nutrientes, produtividade e regime de perturbações (DISLICH *et al.*, 2002).

A agressividade e pressão exercida pelas exóticas nos ambientes invadidos podem causar problemas graves como alterar a disponibilidade de recursos, o estado e a ciclagem de nutrientes no solo. Ao competir com as espécies nativas por estes recursos, as exóticas podem dominar os nichos ocupados por estas espécies, podendo excluí-las do ambiente. Ao ocupar um novo ambiente, elas podem introduzir agentes patogênicos ou tornar o solo mais susceptível a queimadas (PIMENTEL *et al.*, 2001). Além disso, estas espécies podem transformar a estrutura e composição dos ecossistemas, homogeneizando e empobrecendo os ambientes e destruindo os atributos característicos do bioma local (BRASIL, 2006b), como a estrutura fisionômica da paisagem. É importante destacar que

muitas espécies invasoras se tornam pragas em culturas agrícolas e pastagens. Desta forma, as invasões biológicas causam danos não só à biodiversidade e aos ecossistemas, como também causam sérios prejuízos à economia e riscos à saúde humana.

Levantamentos realizados pelo Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) em diferentes países, incluindo o Brasil, mostram que as perdas econômicas causadas pelas espécies exóticas invasoras nas culturas, pastagens e nas áreas florestadas atingem valores que se aproximam dos 250 bilhões de dólares/ano. Considerando-se perdas semelhantes para as demais nações do mundo, os danos decorrentes das espécies exóticas invasoras superariam 1,4 trilhões de dólares/ano, que representam cerca de 5% da economia mundial (BRASIL, 2006b).

Ainda segundo o Secretariado da CDB, desde o ano 1600, as espécies exóticas invasoras foram responsáveis por 39% das extinções de espécies animais que tem causas conhecidas. Mais de 120 mil espécies exóticas de vegetais, animais e microrganismos já invadiram os Estados Unidos da América, Reino Unido, Austrália, Índia, África do Sul e Brasil. A partir destes dados projetou-se um total de 480 mil introduções de espécies exóticas nos diversos ecossistemas da Terra (BRASIL, 2006b).

Pode-se perceber que as espécies exóticas invasoras representam um grave problema mundial com sérios prejuízos econômicos e, por esta razão, merecem especial atenção no que tange a ações para seu manejo, controle e prevenção. No planejamento destas ações devem ser previstas as possibilidades de espécies se tornarem invasoras, levando-se em consideração o custo potencial, ecológico e econômico que podem causar (BRASIL, op.cit.).

#### **2.2.2.3. Manejo das espécies exóticas invasoras**

O manejo das espécies exóticas invasoras é realizado, em geral, por meio da erradicação ou controle destas. Normalmente, a erradicação total das invasoras é extremamente difícil de ser realizada, já que este procedimento exige tratamentos mais drásticos, que podem prejudicar as espécies nativas (PIVELLO, 2006). Além disso, somente a erradicação pode não ser suficiente para que o ecossistema recupere suas funções, uma vez que os solos ficarão mais vulneráveis à erosão, tornando mais lenta a recolonização das áreas pelas espécies nativas (ENRIGHT, 2000), já que alguns invasores alteram o ambiente tão significativamente que este se torna inóspito para o estabelecimento das nativas (ZAVALETA *et al.*, 2001).

As tentativas de erradicação das espécies invasoras podem não alcançar resultados satisfatórios, pois as áreas manejadas tornam-se sujeitas à novas invasões (ZAVALETA *et al.*, 2001). Além disso, a consequente escassez de recursos tróficos ou abrigo pode levar a fauna nativa a abandonar estas áreas (ZAVALETA *et al.*, 2001). A associação de diferentes métodos de restauração da vegetação nativa é então indicada, por aumentar o ritmo de sua sucessão (REIS *et al.*, 2003). São recomendados a produção e o plantio de mudas de espécies nativas com a finalidade de restaurar os locais manejados, assegurando, desta maneira, o sucesso das ações de erradicação das exóticas e a sustentabilidade do ambiente.

Contudo, prioritariamente devem ser realizados estudos com o objetivo de se conhecer detalhadamente a população de exóticas invasoras e o habitat invadido. Com essas informações programas de erradicação podem ser realizados sem comprometer outras espécies da fauna e da flora que possam estar associadas às exóticas (ABREU & RODRIGUES, 2005).

Segundo Pivello (2006), o controle das espécies invasoras pode ser realizado manejando-se populações e comunidades, seja por meio de técnicas mecânicas, químicas ou biológicas, que desfavoreçam a espécie invasora e/ou favoreçam as nativas; manejando-se os ambientes, através da recuperação do habitat afetado ou manejando-se as paisagens, pela alteração dos usos do solo ou das relações espaciais entre os elementos da

paisagem. A autora cita ainda que as estratégias para o controle das espécies exóticas invasoras podem ser preventivas ou remediadoras.

Em relação aos vegetais, as técnicas mecânicas incluem o arranquio, o corte raso, o sombreamento e a queima, cada uma adequada à diferentes situações. O arranquio, seja manual ou mecanizado, apresenta grande desvantagem por revolver o solo (COUTINHO, 1982; D'ANTONIO & MEYERSON, 2002), deixando este mais vulnerável à processos erosivos. Entretanto, pode ser utilizado desde que sejam tomadas precauções para exercer o mínimo de perturbação no ambiente.

O corte raso busca enfraquecer o vegetal pela retirada de biomassa epígea. Para cada espécie devem ser testadas a melhor época e frequência de aplicação do método (PIVELLO, 2006).

O sombreamento feito através do plantio de espécies nativas de rápido crescimento nas áreas invadidas também causa o enfraquecimento e morte de algumas espécies vegetais, como ocorre com gramíneas invasoras de áreas de Cerrado, principalmente por estas apresentarem metabolismo do tipo C4 (PIVELLO, 2006). Neste caso, a variante do método a ser testada é o grau de sombreamento, para que não afete negativamente as espécies nativas (PIVELLO, 2006).

Através da queima procura-se aumentar a capacidade competitiva das espécies nativas em relação às invasoras. Esta técnica, contudo, deve ser utilizada com extremo cuidado para

que impactos negativos não sejam causados no ambiente, como perda de fertilidade do solo ou o fogo atingir as espécies nativas. Não é recomendado, portanto, o uso deste método em Unidades de Conservação. Em áreas de Cerrado, foi observado que, no caso da gramínea *Melinis minutiflora*, queimadas periódicas reduzem seu vigor e favorecem as herbáceas nativas, principalmente se o manejo for conduzido durante a floração da exótica (PIVELLO, 2006).

O controle químico feito por uso de herbicidas traz junto consigo inúmeros riscos ambientais, principalmente quando se trata de Unidades de Conservação. Dentre estes riscos podem ser destacados a possível poluição dos solos e corpos d'água, envenenamento dos animais (PIVELLO, 2006) e a morte de espécies nativas pelo fato de muitos herbicidas não serem específicos.

O controle biológico, feito através da introdução de parasitas ou de predadores, é uma técnica que só deve ser adotada após rígida e exaustiva experimentação controlada. No Brasil ainda não existe nenhum caso de êxito no uso do controle biológico; na verdade nunca houve nenhuma proposta nesse sentido que fosse implementada (DINIZ *et al.*, 2005).

O controle biológico clássico consiste em introduzir inimigos naturais existentes na mesma área de origem da planta invasora. Esta metodologia de controle biológico apresenta maiores chances de obter sucesso, pois utiliza espécies que

têm relações co-evolutivas com a planta alvo. Com isso, pode-se dizer que os agentes introduzidos apresentarão duas características relevantes: capacidade de controlar a população de invasores e especificidade, ou seja, a espécie introduzida não fará uso de outras espécies durante seu ciclo de vida (DINIZ *et al.*, 2005).

A introdução de inimigos naturais da espécie alvo presentes nas áreas invadidas caracteriza o controle biológico não clássico. Esta forma de controle pode não apresentar resultados satisfatórios se o agente controlador não for parte permanente da biota local, fazendo-se necessárias, neste caso, reintroduções. Caso este problema não ocorra, a densidade populacional do inimigo natural pode não ser suficiente para controlar a espécie invasora. Para contornar tal situação devem ser aplicadas técnicas inundativas ou aumentativas da população do agente selecionado (DINIZ *et al.*, 2005).

Existem ainda os métodos de controle que buscam manejar as paisagens, sendo estes principalmente preventivos. Dentre as técnicas utilizadas neste tipo de controle está a instalação de "cortinas verdes" ao redor das áreas que se quer proteger, a fim de diminuir a chegada de propágulos das plantas invasoras (PIVELLO, 2006).

Para que o controle das invasões biológicas seja eficiente, é extremamente relevante a implantação de políticas públicas que envolvam a realização de estudos sobre o assunto,



a conscientização da comunidade para o problema, a elaboração de legislação específica para o transporte e introdução destas espécies, além de outras ações preventivas e remediadoras necessárias.

O Ministério do Meio Ambiente, através da Diretoria do Programa Nacional de Conservação da Biodiversidade, da Secretaria de Biodiversidade e Florestas está iniciando um programa voltado à problemática das espécies exóticas invasoras (BRASIL, 2006b).

### **2.3. Conservação dos ecossistemas**

“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (art. 225 da Constituição Federal de 1988) (BRASIL, 2005).

A dependência humana dos recursos naturais, preconizada na Constituição Federal, gerou a necessidade de conservá-los e utilizá-los de maneira racional. Tal necessidade criou o conceito de desenvolvimento sustentável, segundo o qual “os recursos naturais devem ser desenvolvidos para atender as necessidades humanas de forma a não prejudicar as comunidades

biológicas e considerar ainda as necessidades das futuras gerações” (LUBCHENCO *et al.*, 1991).

As Unidades de Conservação foram criadas com o intuito de preservar parcelas representativas de ecossistemas, espécies e paisagens, de modo a garantir que estes não sejam dizimados e possam ser utilizados em benefício da população de forma racional.

De acordo com o art. 2º da Lei nº9.985, de 18 de julho de 2000 - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), Unidade de Conservação é todo “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção” (BRASIL, 2002a).

A invasão de espécies vegetais exóticas representa um grave problema para o funcionamento dos ecossistemas e ameaça a diversidade vegetal em diferentes Unidades de Conservação. Estudos sobre invasão biológica em áreas de proteção no Brasil são raros, talvez porque o impacto causado é relativamente lento e pouco evidente nas fases de estabelecimento e dispersão (MARTINS *et al.*, 2004).

Para a Floresta Atlântica, estudos preliminares mostram que a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) ocorre

freqüentemente em locais sujeitos a efeito de borda ou áreas associadas a ambientes antrópicos (ABREU & RODRIGUES, 2005).

No Parque Nacional da Tijuca, em algum momento do passado, a espécie exótica *Dracaena fragrans* foi introduzida como uma planta ornamental, sendo, atualmente, considerada uma espécie invasora que deve ser erradicada. Portanto, são necessários estudos para que o controle e a erradicação desta espécie sejam realizados da forma mais apropriada para que o almejado equilíbrio ecológico local seja restabelecido.

O decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002, institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade, que trata sobre as espécies exóticas invasoras, estabelecendo que devem ser realizados inventários e mapeamentos sobre estas, bem como pesquisas para subsidiar sua prevenção, erradicação e controle (BRASIL, 2002b). Além de ações efetivas de prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas invasoras que possam afetar a biodiversidade.

#### **2.4. Unidades de conservação - o Parque Nacional da Tijuca**

Quando se trata de bioinvasões, é de fundamental importância o conhecimento das características da área que vem sofrendo o processo de ocupação por espécies exóticas. As características físicas e biológicas, os processos ecológicos

e as alterações antrópicas sofridas pelo ecossistema determinam os processos de ocupação deste pelas espécies invasoras (PIVELLO, 2006).

Segundo Franca (2005), a área de Mata Atlântica do Maciço da Tijuca permaneceu bem preservada até meados do século XVII, sendo habitada por índios. Porém, a expansão dos plantios de cana-de-açúcar foi destruindo as matas do Maciço da Tijuca por meio de queimadas. Posteriormente as lavouras de café passaram a substituir a paisagem florestal. Com isso os mananciais foram prejudicados e começou a faltar água na cidade do Rio de Janeiro. Em 1600, o problema da falta d'água na cidade tornou-se uma grande preocupação. Então, em 1658, foram realizados os primeiros pedidos à Câmara para desapropriação de "terras e matas" situadas ao longo do rio Carioca. Estes pedidos foram, infelizmente, negados (ABREU, 1992).

Em meados do século XVIII, o Rio de Janeiro passou a ser o principal porto controlador e exportador do ouro das Minas Gerais e, em 1753, a capital da colônia. Por esta razão a cidade apresentou um grande crescimento demográfico. Em 1808, com a chegada da família real e cerca de mais 15 mil pessoas ao Rio de Janeiro, o problema da falta d'água foi potencializado. Então, em 1817, D. João VI baixou um decreto ordenando a suspensão do corte e derrubada em todos os terrenos do alto da Serra da Carioca, de onde provinha toda a água consumida na cidade. Porém, com a expansão do cultivo de

café no Maciço da Tijuca, a falta d'água agravou-se, até que, em 1843, a situação se tornou crítica. Medidas para reverter esse quadro começaram, então, a ser tomadas. Tais medidas envolviam punições policiais para quem desrespeitava as leis, desapropriações e a revegetação das nascentes.

Em 1861, o governo baixou uma portaria que determinava o plantio e a conservação das florestas da Tijuca e das Paineiras, tendo como respectivos responsáveis o major Manoel Gomes Archer e Tomás Nogueira da Gama. Entrementes, deu-se início a novas desapropriações de terras do alto do Maciço da Tijuca, que originaram a área de floresta conhecida hoje como "Floresta da Tijuca" (ZAÚ, 1994). Até 1874 foram plantadas mais de 60 mil árvores, sendo a maioria espécies nativas.

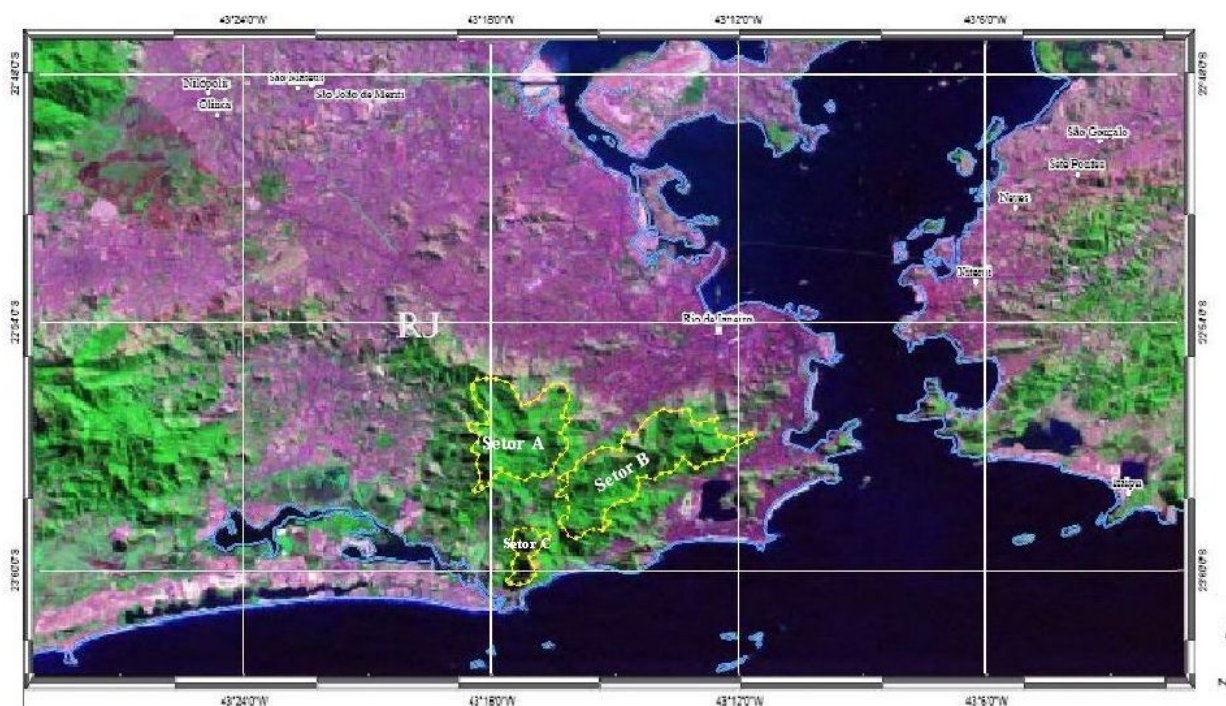
O barão Gastão d'Escragnole, que administrou a Floresta da Tijuca de 1874 até 1888, deu seguimento ao reflorestamento do Maciço da Tijuca, plantando cerca de 30 mil mudas de espécies nativas e exóticas (FRANCA, 2005). Segundo este mesmo trabalho, durante estes anos o paisagista francês Auguste Glaziou ajudou a implantar um projeto paisagístico na floresta, que conferiu a este o aspecto de um parque, cheio de recantos, fontes e lagos.

Desta forma, pode-se afirmar que as matas que hoje recobrem o Maciço da Tijuca são um mosaico dos processos históricos de desapropriação, da reintrodução de elementos da fauna e da flora e também do pouco destacado, porém

significativo, processo de sucessão florestal que se deu a partir das áreas de difícil acesso que não foram dizimadas.

Entretanto, só em 1961 foi criado o Parque Nacional do Rio de Janeiro. Em 8 de fevereiro de 1967, o Decreto Federal nº 60.183 alterou os limites e o nome do Parque, que passou a ser chamado de Parque Nacional da Tijuca (FREITAS *et al.*, 2002), com uma área de 3.300 ha (COELHO NETTO, 1992).

O Parque é constituído por três setores: Floresta da Tijuca, Serra da Carioca e Pedra da Gávea/Pedra Bonita (FREITAS *et al.*, 2002) (Figura 1).



Fonte: IBAMA

**Figura 1: Setores do Parque Nacional da Tijuca. Setor A - Floresta da Tijuca; Setor B - Serra da Carioca/Corcovado; Setor C - Pedra Bonita/Pedra da Gávea.**

O Decreto 03/2004, publicado no dia 04 de junho de 2004 no Diário Oficial da União amplia a área do Parque Nacional da Tijuca para 3,95 mil ha. Com essa ampliação, o Parque passa a incorporar o Parque Laje e a área chamada de Conjunto Pretos Forros/Covanca (BRASIL, 2004), que formam o quarto setor do Parque.

O Parque Nacional da Tijuca é considerado uma das maiores áreas de floresta em meio urbano do mundo e foi declarado Reserva da Biosfera na década de 90. É, atualmente, administrado pelo IBAMA em parceria com a Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro (IBAMA, 2002; BRASIL, 2004).

### 3. OBJETIVOS

Em razão da significativa presença da espécie exótica invasora *Dracaena fragrans* Ker-Gawl por quase toda a extensão das margens da Floresta da Tijuca - Parque Nacional da Tijuca (PNT), torna-se de fundamental importância estudos ecológicos associados à esta espécie, uma vez que ainda não existem informações suficientes para a execução de estratégias para seu manejo e controle.

Neste âmbito, este estudo teve como objetivos gerais conhecer e avaliar aspectos da ecologia de *Dracaena fragrans*, no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, bem como propor formas de manejo, controle e/ou erradicação desta espécie invasora.

Como objetivos específicos procurou-se determinar o padrão de ocorrência da espécie *Dracaena fragrans* no Parque Nacional da Tijuca; avaliar a densidade populacional das dracenas ao longo das bordas florestais, bem como registrar se esta espécie ocorre também em situações de interior de floresta; acompanhar as ações atuais de manejo propostas pelo Parque e propor um experimento piloto para manejo e erradicação da espécie.



## 4. METODOLOGIA

### 4.1. Área de estudo

Cercado por um grande centro urbano, o Maciço da Tijuca (Figura 2) apresenta-se situado na região central da cidade, separando a Zona Norte da Zona Sul. Está localizado entre os paralelos  $22^{\circ}25'$  e  $23^{\circ}01'$  de latitude sul e os meridianos  $43^{\circ}12'$  e  $43^{\circ}19'$  de longitude oeste. Apresenta relevo montanhoso, desde 80m de altitude (ao fundo do Jardim Botânico), até 1021m (no Pico da Tijuca) e vertentes voltadas para os quadrantes norte e sul, fácil acesso e cobertura vegetal em diferentes estádios sucessionais (OLIVEIRA *et al.*, 1995).



Fonte: GEOHECO/UFRJ

**Figura 2: Localização do Maciço da Tijuca no Município do Rio de Janeiro**

Apresentando clima tropical de altitude ("Cf" na classificação de Köppen), a Floresta da Tijuca possui temperatura média anual em torno de 22°C, variando de 25°C em fevereiro a 19°C em junho (COELHO NETTO, 1992). As temperaturas diárias, máxima e mínima, podem atingir valores de 35°C e 10°C, respectivamente no verão e no inverno e a precipitação média anual é da ordem de 2.300mm (1600-3300 n = 16 anos), sendo as chuvas mais frequentes e intensas de setembro a abril (COELHO NETTO, 1992).

A geologia, o relevo e os solos do Maciço da Tijuca estão relacionados à falhas tectônicas do Terciário Inferior (ZAÚ, 1994). O relevo é bastante acidentado e são comuns declividades superiores à 45°, escarpas e afloramentos rochosos. Os solos do Maciço da Tijuca são formados por gnaisse facoidal e biotita gnaisse (EIRADO SILVA *et al.*, 1991), apresentando-se rasos nas áreas de maior declividade e bastante profundos nos depósitos de encosta (ROSAS *et al.*, 1992). Predominam os Latossolos com pouca diferenciação entre os horizontes, mas ocorrem localmente Litossolos e Cambissolos.

A vegetação da região é de Floresta Tropical Pluvial Baixo-Montana (RIZZINI, 1997), apresentando alta biodiversidade. A flora é marcada pela presença das famílias Leguminosae, Palmae, Meliaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Melastomataceae. Oliveira *et al.* (1995), mostram

que as variações provenientes da orientação das encostas são responsáveis pelo fato de somente cerca de 25% das espécies ocorrerem nos domínios norte e sul, 34% exclusivamente no norte e 41% exclusivamente no sul.

Em áreas estruturalmente alteradas, surge uma cobertura vegetal menos desenvolvida física e biologicamente com o predomínio de diversas espécies ruderais, com destaque para o capim-colonião (*Panicum maximum* - Gramineae) (ZAÚ, 1994). Cabe ressaltar que, atualmente, a flora do Parque conta com a presença de algumas espécies exóticas já aclimatadas como dracenas, bambus, cafeeiros etc (OLIVEIRA, 1987).

Como conseqüência dessa alteração, muitos animais que ocorrem em formações florestais semelhantes não são encontrados ali. Na composição atual da fauna local pode-se encontrar uma avifauna diversificada - especialmente passeriformes - e uma mastofauna representativa (Zaú, 1994).

Hoje o Parque sofre também com os poluentes, com a chuva ácida (COELHO NETTO, 1992) e com o crescimento desordenado da população em seu entorno (BRASIL, 2003). Além disso, é importante salientar que a área do Parque esteve entregue à ação de caçadores desde 1500.

O Parque Nacional da Tijuca apresenta nos dias atuais papel de extrema relevância. Além de preservar significativa área sob o domínio fitogeográfico da Floresta Atlântica, protege nascentes de rios e conserva bacias, como a dos rios

Carioca e Maracanã, que ainda hoje abastecem parte da cidade. Além disso, é um dos principais pontos de visitação turística, e de esporte e lazer da cidade do Rio de Janeiro (FREITAS *et al.*, 2002), funcionando também como um significativo pólo de educação ambiental.

#### **4.2. A espécie**

A espécie *Dracaena fragrans* (Figura 3) (Liliaceae) é vulgarmente conhecida como dracena, coqueiro-de-vênus ou pau-d'água (LORENZI & SOUZA, 1995). Segundo os mesmos autores, trata-se de um vegetal originário da África e largamente cultivado no mundo, de porte arbustivo, que pode alcançar de 3 a 6m de altura. Apresenta tronco colunar e geralmente nu, com roseta de folhas ornamentais coriáceas, lanceoladas e arqueadas surgindo em seu topo. Algumas variedades cultivadas desta espécie apresentam folhas com as margens amareladas ou estriadas e centro verde, amarelo ou cinza-prateado. Suas inflorescências são grandes, de cor clara e com inúmeras flores pequenas e perfumadas de antese vespertina (CONOVER & POOLE, 1982; LORENZI & SOUZA, 1995).



Fonte: <<http://www.hear.org>>

**Figura 3: *Dracaena fragrans***

As dracenas são cultivadas em vasos, isoladamente ou em conjuntos, renques ou fileiras a pleno sol ou meia-sombra. São muito utilizadas também como cercas-vivas. Multiplicam-se facilmente através de estacas preparadas em qualquer época do ano (LORENZI & SOUZA, 1995).

Esta espécie é amplamente cultivada para fins ornamentais. Contudo, sua situação populacional é dita invasora na Área de

Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, PR e no Parque Nacional da Tijuca, RJ (BRASIL, 2003). Na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, a espécie está amplamente disseminada, sendo muito encontrada nas margens dos rios. Forma blocos densos que impedem a regeneração de espécies nativas e causam desbarrancamento das margens e conseqüente assoreamento dos rios. Já no Parque Nacional da Tijuca, as dracenas foram introduzidas com fins paisagísticos no passado e, atualmente, invadem o sub-bosque da floresta, sendo encontradas em número bastante grande nas bordas florestais (Figura 4). Neste local já foi realizado o arranquio das plantas com raízes, sendo realizados mais dois repasses (BRASIL, 2003).

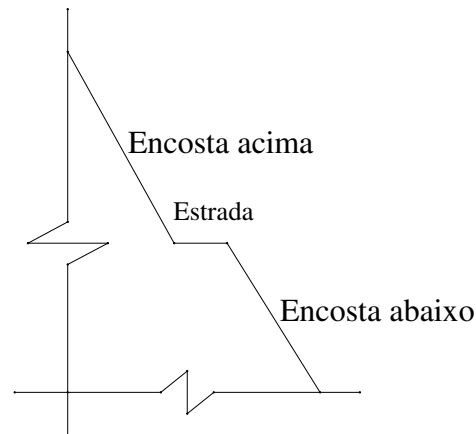


**Figura 4: Área de borda florestal do Parque Nacional da Tijuca com presença da espécie *Dracaena fragrans*. Estrada Princesa Imperial, Subunidade Floresta da Tijuca, PNT, em 25 out. 05.**

#### **4.3. Observação e coleta de dados no campo**

O recorte na vegetação causado pela estrada originou duas situações de microrelevo distintas. O perfil da encosta foi seccionado em "encosta acima" e "encosta abaixo" da estrada (Figura 5). Com o objetivo de determinar diferenças entre as

densidades populacionais da espécie exótica *Dracaena fragrans* nestas duas vertentes foi utilizado o método de transetos lineares (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

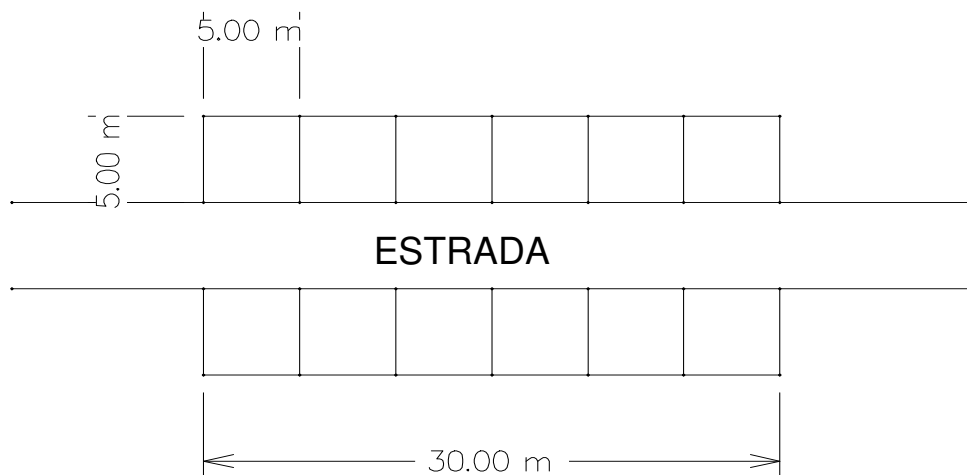


**Figura 5: Perfil da encosta da área de estudo**

Instalou-se um transeto de cada lado e no sentido paralelo à estrada, compondo uma unidade amostral (Figura 6). Cada transeto mediu 30m x 5m, divididos em 6 quadrantes de 5m x 5m. As unidades amostrais incluíram os primeiros 5m do limite da estrada em direção ao interior da floresta porque, conforme observado em campo, esta espécie ocorre em densidades bastante menores após esta distância. Foram distribuídas 12 unidades amostrais em toda a extensão da estrada principal da sub-unidade Floresta da Tijuca, distando, entre si, 500m. A área total amostrada no Parque foi igual a 1800m<sup>2</sup>. É interessante salientar que as áreas em que as unidades amostrais foram alocadas precisaram atender a alguns requisitos básicos, como



não sofrer influência de trilhas, caminhos e rios, distando destes acidentes geográficos pelo menos 5m. O limite do transecto mais próximo à estrada foi demarcado a partir do início da ocorrência de vegetação, a fim da unidade amostral não sofrer influência das roçadas regulares realizadas pela equipe de manutenção e limpeza do Parque. Todos os pontos de amostragem foram plotados na carta topográfica do Parque (em anexo) com o auxílio de GPS (Garmim modelo 12 plus).



**Figura 6: Esquema das unidades amostrais**

Em cada quadrante delimitado foi contabilizado o número de indivíduos da espécie estudada. Somente indivíduos com altura mínima de 20cm foram registrados (indivíduos considerados estabelecidos no local). Espécimes menores e plântulas não entraram na estimativa, porque nesta fase a taxa de mortalidade é relativamente grande e o espaço territorial

ocupado por estes não é tão significativo. Cada bifurcação dos espécimes registrados foi computada como um novo indivíduo, uma vez que o parâmetro "ocupação espacial" da planta é bastante relevante no que se refere a competição direta por espaço.

Os dados obtidos com a aplicação em campo da metodologia descrita, após terem sido normalizados, foram analisados e comparados pelo teste paramétrico "t" de Student para avaliar possíveis diferenças entre a ocorrência de dracenas entre "encosta acima" e "encosta abaixo". Calculou-se também a densidade populacional da espécie e, para avaliar seu padrão de distribuição espacial, utilizou-se o Índice de Dispersão de Morisita ( $I_d$ ). O Índice de Dispersão de Morisita é definido pela equação:

$$I_d = n \left( \frac{\sum x_i^2 - \frac{(\sum x_i)^2}{n}}{\sum x_i} \right)$$

Onde,

$n$  = número de parcelas amostradas e,

$x_i$  = número de indivíduos em cada parcela amostrada (BROWER *et al.*, 1998).

Foi utilizado o teste F para significância do  $I_d$  com o intuito de testar se os valores do Índice de Dispersão de Morisita encontrados são significativamente agrupados. A equação do teste F se encontra descrita abaixo:

$$F = \frac{Id (N-1) + n - N}{n-1}$$

Onde,

Id = Índice de Dispersão de Morisita

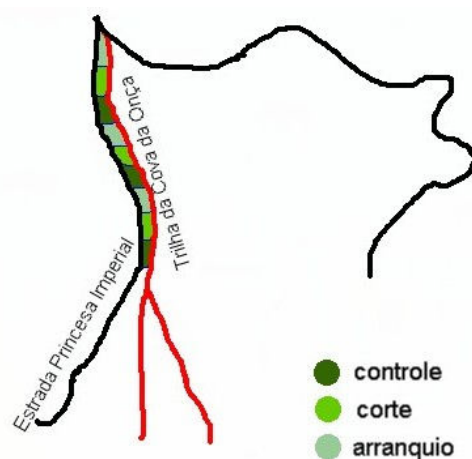
n = número de parcelas

N = número total de indivíduos encontrados em todas as parcelas (ANTONINI & NUNES-FREITAS, 2004).

O manejo da espécie em estudo está sendo implantado pelo Parque Nacional da Tijuca em parceria com o Instituto Terrazul. Foi proposto à eles a realização do manejo de forma que fosse possível a comparação de procedimentos. Desta forma foi montado um experimento piloto para manejo da espécie *Dracaena fragrans*.

A fim de conhecer a resposta da espécie em estudo a diferentes tipos de controle mecânico foram testados três tratamentos: 1) corte raso; 2) arranquio e, 3) controle; tendo cada tratamento três repetições. O "corte raso" consistiu em cortar todos os indivíduos de dracena, deixando um toco de 10 a 20cm. No "arranquio" as plantas foram arrancadas pela raiz. Nestes dois tratamentos toda a massa morta foi retirada do local. Nas parcelas de "controle" não foi feita nenhuma intervenção e estas serviram para avaliações de densidade e comparações. Nove parcelas de 14,5m x 5m (3 para cada tratamento) foram alocadas lado a lado, de forma alternada, ao longo da estrada que margeia a sub-unidade "Floresta da

Tijuca”, na altura da localidade intitulada “Cova-da-Onça” (Figura 7). Foram realizadas duas avaliações da intensidade de regeneração com intervalo de dois meses entre ambas, sendo a primeira avaliação feita dois meses após as intervenções (Figuras 8, 9, 10, 11 e 12). Para as avaliações foram alocadas, aleatoriamente, 5 parcelas de 5x5m em cada tratamento registrando-se o número de indivíduos que rebrotaram. A distribuição destas parcelas na área de estudo foi feita através de sorteio. A fim de avaliar a eficiência de cada tratamento, foram calculadas as densidades populacionais e as taxas de regeneração da espécie por tratamento, com os dados obtidos nas parcelas de 5x5m. Estes mesmos dados foram normalizados e avaliados através da análise de variância seguida do teste de Tukey para comparação de médias ao nível de 5% de probabilidade.



**Figura 7: Esquema da distribuição das parcelas do experimento de manejo**



Figura 8: Parcela de controle na Estrada Princesa Imperial, Floresta da Tijuca, PNT, em 22 dez. 05.



Figura 9: Área de arranquio aos 2 meses na Estrada Princesa Imperial, Floresta da Tijuca, PNT, em 22 dez. 05.



Figura 10: Área de corte raso aos 2 meses na Estrada Princesa Imperial, Floresta da Tijuca, PNT, em 22 dez. 05.



Figura 11: Área de arranquio aos 4 meses na Estrada Princesa Imperial, Floresta da Tijuca, PNT, em 21 fev. 06.



**Figura 12: Área de corte raso aos 4 meses na Estrada Princesa Imperial, Floresta da Tijuca, PNT, em 21 fev. 06.**

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com Dislich *et al.* (2002), ainda não existe um consenso sobre os métodos de quantificação do impacto causado pelas espécies exóticas invasoras. Todavia, Parker *et al.* (1999 in DISLICH *et al.*, 2002) indicam três fatores que devem ser considerados para medir o impacto: área total ocupada, uma medida da abundância local e alguma medida do impacto por indivíduo. O uso da abundância da população invasora é calçado no fato de que qualquer biomassa, espaço ou energia dominado pelo invasor significa recursos não mais disponíveis para as espécies nativas. Neste contexto, a determinação do padrão de distribuição espacial da espécie exótica e da densidade de sua população torna-se extremamente importante para quantificar o impacto causado pela espécie invasora sobre a comunidade florestal local.

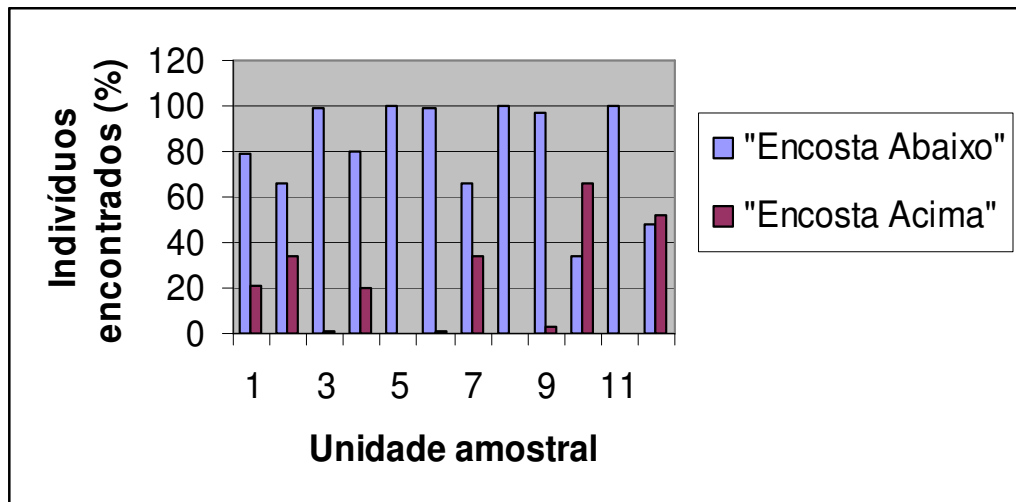
Todavia, a distribuição espacial das espécies pode sofrer forte influência de elementos associados ao microclima e ao relevo (ZAÚ, 1994). Por esta razão, acredita-se que possam existir diferenças no que se refere ao padrão de ocupação destas plantas pelas áreas do Parque. Desvendados tais padrões, as formas de manejo e controle poderão ser utilizadas com maior eficácia.

Os indivíduos de *Dracaena fragrans* encontram-se distribuídos por grande parte do Parque, ocorrendo



preferencialmente nas bordas florestais formadas pela estrada que recorta a vegetação. Foi observada a presença desta espécie por praticamente toda a extensão das principais estradas da sub-unidade Floresta da Tijuca. No entanto, ao se afastar das bordas florestais em direção ao interior da floresta percebe-se que a dracena perde poder de invasão. Observações feitas em campo mostram que raramente esta espécie ocupa áreas após os dez metros de gradiente borda-interior da mata e áreas de interior de floresta.

O teste "t" indicou diferenças significativas entre as densidades de dracenas nas duas situações analisadas, sendo esta maior em "encosta abaixo" ( $t=3,57$ ;  $gl=22$ ;  $p<0,001$ ). A Figura 13 ilustra tais diferenças. Levanta-se a hipótese de que o recorte na vegetação e a impermeabilização do solo causado pela estrada possa ter gerado diferenciações na exposição das encostas a fatores como luminosidade, temperatura, umidade relativa, ventos e/ou características do microrelevo, originando situações microclimáticas distintas, as quais podem ter favorecido a ocorrência desta espécie exótica em situações de "encosta abaixo".



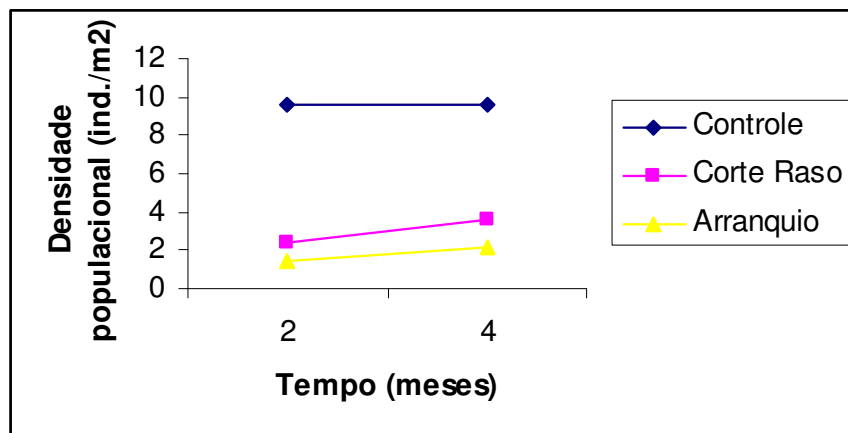
**Figura 13: Indivíduos de *Dracaena fragrans* encontrados nos transetos alocados ao longo das estradas principais da Floresta da Tijuca, em termos percentuais, entre março e abril de 2005.**

A densidade de dracenas encontrada foi de 0,92 indivíduos/m<sup>2</sup> ( $\pm$  0,81) e 0,19 indivíduos/m<sup>2</sup> ( $\pm$  0,37) em "encosta abaixo" e "encosta acima", respectivamente. A densidade em "encosta abaixo", significativamente maior que em "encosta acima", sustenta a hipótese da existência de efeitos diferenciados nas condições ambientais formadas pelas bordas da estrada.

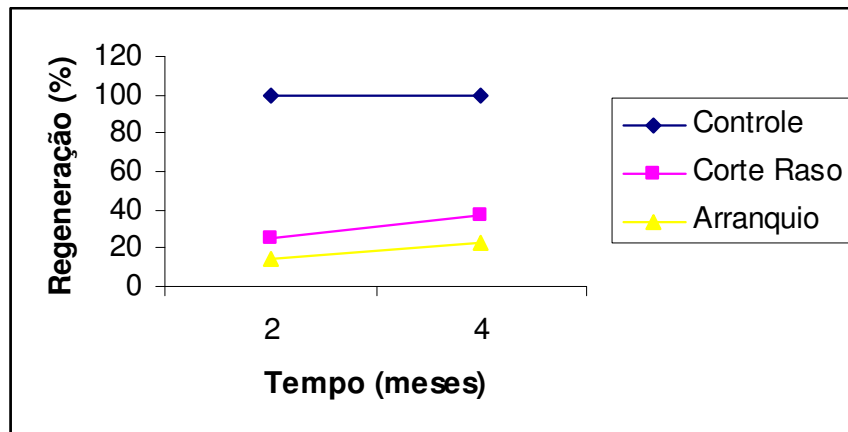
O Índice de Dispersão de Morisita (Id) encontrado para a espécie em "encosta abaixo" foi igual a 1,70 ( $F=106,57$ ;  $p<0,05$ ) e em "encosta acima" foi igual a 4,36 ( $F=106,99$ ;  $p<0,05$ ), indicando um padrão de distribuição agregado para ambas situações de relevo. Tal padrão de distribuição pode

estar relacionado tanto à estratégia de dispersão da espécie quanto à estrutura da vegetação e, conseqüentemente, com a incidência de luz, temperatura e teor de umidade das bordas florestais. Como em "encosta acima" a planta apresenta padrão de agregação muito superior ao encontrado em "encosta abaixo" corrobora-se a hipótese da existência de diferenças microclimáticas entre as duas situações, indicando uma possível redução comparativa de áreas mais propícias ao desenvolvimento da planta invasora nas situações de "encosta acima" da estrada.

Os tratamentos testados na busca de um método eficiente de controle mecânico da espécie estudada mostraram resultados (Figuras 14 e 15) não satisfatórios.



**Figura 14: Densidade populacional (indivíduos/m<sup>2</sup>) da espécie *Dracaena fragrans* nas parcelas de 5x5m dos tratamentos testados para manejo na Floresta da Tijuca.**



**Figura 15: Regeneração (%) da espécie *Dracaena fragrans* nas parcelas de 5x5m dos tratamentos testados para manejo na Floresta da Tijuca.**

Os resultados apontam que, com o passar do tempo, há uma tendência de recolonização pelas dracenas das áreas manejadas. Este fato confirma que esta espécie invasora é altamente agressiva.

É notório também que nenhum dos dois tratamentos foi eficaz para erradicar a espécie, contudo o arranquio obteve melhores resultados percentuais, quando comparado ao corte raso. No entanto, do ponto de vista estatístico (Tabela 1), os tratamentos corte raso e arranquio não se mostram diferentes. A maior vantagem do arranquio em relação ao corte raso é que, além do menor percentual de regeneração, neste, as plantas demoram mais tempo para alcançar o estágio adulto de desenvolvimento. No corte raso, como parte do caule do vegetal

permaneceu no local, as plantas só rebrotam, chegando ao estágio reprodutivo muito mais rápido.

**Tabela 1 - Densidades populacionais da espécie *Dracaena fragrans* nos tratamentos testados para manejo, na Floresta da Tijuca**

Tratamentos	Densidade populacional <sup>1</sup>
Controle	9,6 ± 0,00 a <sup>2</sup>
Corte raso	3,0 ± 0,85 b <sup>2</sup>
Arranquio	1,8 ± 0,56 b <sup>2</sup>

<sup>1</sup>médias ± desvio padrão

<sup>2</sup>médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Mesmo com estes resultados, pode-se afirmar, levando em consideração apenas a população da espécie exótica invasora, que é melhor para a comunidade vegetal aplicar um dos tratamentos (sendo o arranquio mais eficiente) a não realizar o controle destas plantas. Mas devem ser tomados cuidados para que os tratamentos aplicados não provoquem danos à comunidade local, como aumento da erosão, perda de nutrientes pela retirada de biomassa ou prejudiquem de alguma forma as espécies nativas. Desta forma, quando da realização do manejo desta espécie, não se recomenda a retirada da biomassa do

vegetal das áreas manejadas, pois este aporte de nutrientes pode causar sérios prejuízos à dinâmica florestal.

Estes resultados denotam uma estratégia de dispersão e colonização extremamente eficiente da espécie. Isso pode explicar o sucesso de *D. fragans* na invasão de parte do sub-bosque da Floresta da Tijuca, especialmente nas bordas florestais, tornando ainda mais difícil o seu efetivo controle. Esta alta ocorrência deve-se, provavelmente, ao fato das condições microclimáticas e de microrelevo das bordas florestais possibilitarem o maior vigor da espécie.

Visando o bom aproveitamento dos recursos financeiros empregados no manejo do parque, outros experimentos e processos de manejo associados devem ser avaliados. Acredita-se que, para maior eficácia na erradicação das dracenas, seu manejo deve associar o tratamento mais eficaz (arranquio), com um novo arranque subsequente, o controle das características ecológicas e erosivas das áreas atingidas e com o imediato plantio de mudas de espécies nativas de rápido crescimento.

## 6. CONCLUSÕES

A alta densidade encontrada, associada ao padrão agregado de distribuição, indica que a espécie exótica *Dracaena fragrans* possui alto poder competitivo, chegando a deslocar espécies da flora nativa e causando significativas alterações locais. Por esta razão, torna-se necessário o adequado manejo desta espécie e a implantação de políticas e ações efetivas acerca das espécies exóticas existentes no Parque Nacional da Tijuca.

O estudo realizado apontou que nenhum dos dois tratamentos de manejo testados isoladamente foi plenamente eficaz no controle da espécie exótica invasora *D. fragrans*. Propõe-se, desta forma, a elaboração de ações de manejo que associe o arranquio desta espécie exótica com o plantio imediato de espécies nativas de modo a minimizar, em parte, algumas alterações ecológicas existentes nas bordas florestais.

Em relação à biomassa morta resultante da implementação das ações de manejo nas áreas afetadas, recomenda-se a produção de um composto orgânico que possibilite a reincorporação dos nutrientes ao sistema. Este composto pode ser produzido pela trituração das plantas removidas das áreas e posterior aplicação do processo de compostagem.

Considerando as diferenças observadas no que se refere à estrutura populacional das dracenas nas vertentes "encosta

acima" e "encosta abaixo", recomenda-se o aprofundamento dos estudos para uma melhor compreensão de fatores ambientais que possam ser utilizados para um controle local mais efetivo, menos custoso e menos agressivo para a comunidade florestal.



## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, M. A. A cidade, a montanha e a floresta. In: ABREU, M. A. de (Org.). *Natureza e Sociedade no Rio de Janeiro*. Biblioteca Carioca. Secretaria Municipal de Cultura, Turismo e Esporte. Rio de Janeiro. Cap 4. 1992. 336 p. p. 54-103.

ABREU, R. C. R. de; RODRIGUES, P. J. F. P. Estrutura de populações de jaqueiras, subsídios para manejo e conservação da Mata Atlântica. In: I SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, Brasília, DF, 2005. *Proceedings...* Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/invasoras>>. Acesso em 03 mar. 06.

ABREU, R. C. R. de; IGUATEMY, M. A.; RODRIGUES, P. J. F. P. Espécies vegetais exóticas e invasoras: problemas e soluções. In: VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2003, Fortaleza. Anais...

ANTONINI, R. D. e NUNES-FREITAS, A. F. Estrutura populacional e distribuição espacial de *Miconia Prasina* D.C. (Melastomataceae) em duas áreas de Floresta Atlântica na Ilha Grande, RJ, Sudeste do Brasil. *Acta bot. bras.*, n.18, p.671-676, 2004.

BALDISSERA, R. e GANADE, G. Predação de sementes ao longo de uma borda de Floresta Ombrófila Mista e pastagem. *Acta bot. Bras.*, n.19, p.161-165, 2005.

BIERREGAARD Jr., R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. C. G. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Michigan: Sheridan Books Michigan, 2001.

BRASIL. Ministério das Relações Exteriores. Brasília, 2006a. Apresenta informações sobre meio ambiente e ecossistemas brasileiros. Disponível em: <<http://www.mre.gov.br/cdbrasil/itamaraty/web/port/index.htm>>. Acesso em 25 fev. 06.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2006b. Apresenta informações sobre espécies exóticas invasoras. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/invasoras>>. Acesso em 25 fev. 06.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília: Senado Federal, Secretaria Especial de Editoração e Publicações, Subsecretaria de Edições Técnicas, 2005. Disponível em <<http://www.senado.gov.br>>. Acesso em 12 mar. 06.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Parque Nacional da Tijuca é ampliado*. Brasília, 2004. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/ascom/ultimas/index.cfm>> Acesso em 03 jun. 05.

BRASIL. IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Unidade: Parque Nacional da Tijuca/ RJ*. Rio de Janeiro, 2003. Disponível em <<http://www.ibama.gov.br/unidades/parques/reuc/7.htm>>. Acesso em 03 jun. 05.

BRASIL. Lei n 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. 2. ed. aum. Brasília: MMA/SBF, 2002a. 52p.

BRASIL. Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002b. Institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade. Disponível em <<http://www.senado.gov.br>>. Acesso em 12 mar. 06.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. & VON ENDE, C. N. *Field and laboratory methods for general ecology*. New York, USA: WCB/McGraw - Hill, 1998. 273 p.

- COELHO-NETTO, A. L. O geocossistema da Floresta da Tijuca.  
In: ABREU, M. A. *Natureza e sociedade no Rio de Janeiro*. v. 21. Sec. Mun. Tur./ Cult. e Esp. do Rio de Janeiro, 1992. p. 104-142.
- CONOVER, C. A. & POOLE, R. T. Fluoride induced chlorosis and necrosis of *Dracaena fragrans* "massangeana". *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, n.107 (1), p.136-139, 1982.
- 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. *Rev. Brasil. Bot.*, n.42, p.147-153, 1982.
- D'ANTONIO, C. M. & MEYERSON. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, n.10, p.703-713, 2002.
- D'ANTONIO C. M. & VITOUSEK, P. M. Biological invasion by exotic grasses, the grass/fire cycle and change. *Annu. Rev. Ecol. Syst*, n.23, p.63-87, 1992.
- DEBINSKI, D. M. & HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, n.14, p.342-355, 1999.

DINIZ, M. V. et al. Proposta de plano de manejo para a espécie *Tecoma stans*: Estudo de agentes para o controle biológico de *Tecoma stans* - amarelinho. Blumenau, FURB, 2005.

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.

EIRADO SILVA, L. G. A. do; NAVA, D. B.; HEILBRON, M. & VALERIANO, C. de M. Geologia de detalhe da Serra da Carioca, cidade do Rio de Janeiro, RJ. In: SIMP. GEOL. SUDESTE, 2, São Paulo, 1991.

ENRIGHT, W. D. The effect of terrestrial invasive alien plants on water scarcity in south áfrica. *Phys. Chem. Earth*, n.25, p.237-242, 2000.

FENSHAM, R. J. & COWIE, I. D. Alien plant invasions on the Tiwi Islands. Extend, implications and priorities for control. *Biological Conservation*, n.83, p.55-68, 1998.

FERNANDEZ, F. *O poema imperfeito: crônicas de biologia, conservação da natureza e seus heróis*. Curitiba, PR: Ed. UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. 2ª ed. 2004. 258p.

FERNANDEZ, F. A. S. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1997, Curitiba. *Anais...* Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 1997.

FLORESTA DA TIJUCA. MAPA TURÍSTICO PLANI-ALTIMÉTRICO. Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, Secretaria Municipal de Urbanismo, Instituto Pereira Passos. Edição e Impressão: Ministério da Defesa, Exército Brasileiro, STI DSG, 5ª Divisão de Levantamento. Ano 2004. Escala 1:7.500.

FONTES, R. C. L.; MUNHOZ, A. C. D.; FARIA, M. O., ARAÚJO, P. R. de & SANTOS, P. F. Decomposição de duas gramíneas invasoras na Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Belo Horizonte / MG. In: VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, Fortaleza, 2003.

FRANCA, N. (coord.). *Diagnóstico Sócioambiental: Parque Nacional da Tijuca e áreas do entorno*. Rio de Janeiro: Programa Petrobrás Ambiental, 2005. 99p. Disponível em <<http://www.ibase.br>>. Acesso em 24 fev. 06.

FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. & GUAPYASSÚ, M. S. Potencial e uso público do Parque Nacional da Tijuca. *Acta Scientiarum*, n.24 (6), p. 1833-1842, 2002.

HAFFER, J. Ciclos de tempo e indicadores de tempos na história da Amazônia. *Estudos Avançados*, São Paulo, v.6, n.15, 1992.

HOWARD, T. G.; GUREVITHC, J.; HYATT, L.; CARREIRO, M. & LERDAU, M. Forest invasibility in communities in southeastern New York. *Biological invasions*, n.6, p.393-410, 2004.

IBAMA. *Modelo de valoração econômica dos impactos ambientais em Unidades de Conservação. Empreendimentos de comunicação, rede elétrica e dutos: estudo preliminar*. PEIXOTO, S. & WILLMERSDORF, O. G. (Eds.) 2002. 64 p.

KOSSEL, K. V.; NUNES-FREITAS, A. F.; ROCHA-PESSÔA, T. C.; ARIANE, C. V.; DIAS, A. dos S. & ROCHA, C. F. D. Espécies arbóreas introduzidas: efeito da estrutura do forófito na comunidade epifítica em uma área urbana da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. In: VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, Fortaleza, 2003.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD Jr., R. O. *Tropical Forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1997.

LAURANCE, W. F. & DELAMÔNICA, P. Ilhas de Sobrevivência na Amazônia. *Ciência Hoje*, 24(142): 27-31. 1998.

LORENZI, H. & SOUZA, H. M. de. *Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras*. Editora Plantarum. São Paulo. 1995.

LUBCHENCO, J. *et al.* The sustainable biosphere initiative: na ecological reseaech agenda. *Ecology*, n.72, p.371-412, 1991.



MARTINS, C. R.; LEITE, L. L. & HARIDASAN, M. Capim gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em Unidades de Conservação. *R. Árvore*, v. 28, n 5, Viçosa - MG, 2004. p. 739-747.

MYERS, J. H.; SIMBERLOFF, D.; KURIS, A. M.; CAREY, J. R. Erradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Elvolution*, n.15, p.316-320, 2000.

MYERS, N. Tropical deforestation: the latest situation. *BioScience*, n.41, 1991.

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons. New York. 1974, 547p.

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

OLIVEIRA, R. R. *Produção e decomposição de serrapilheira no Parque Nacional da Tijuca - Rio de Janeiro*. (Tese de Mestrado). Brasil: IGEO/ UFRJ, 1987.

- OLIVEIRA, R. R.; ZAÚ, A. S.; LIMA, D. F.; SILVA, M. B. R. & VIANA, M. C. Dinâmica ecológica de encostas no Maciço da Tijuca - RJ. *Oecologia Brasiliensis*, n.1, p.523-541. 1995.
- 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*, n.1, p.3-19, 1999.
- PIMENTEL, D.; McNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNEL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T. & TSOMONDO, T. Economic and environmental threats of alien plant, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n.84, p.1-20, 2001.
- PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no Cerrado Brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. *ECOLOGIA. INFO* 33, 2006. Disponível em <<http://www.ecologia.info/cerrado>>. Acesso em 25 fev. 2006.
- PIVELLO, V. R.; SHILDA, C. N. & MEIRELES, S. T. Alien grasses in brasilian savannas: a threat to the biodiversity and consevation. *Biodiversity and conservation*, n.8, p.1281-1294, 1999.

- PRIMACK, R. B. & RODRIGUES, E. *Biologia da conservação*. Editora Vida, Londrina, Paraná, 2002. 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, CETESB, São Paulo, 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*, n. 78, p.171-181, 1996.
- RIBEIRO, M. C.; FARIA, F. S.; OLIVEIRA, T. D.; COSTA, I. L. L. & FIGUEIRA, J. E. Capacidade de invasão de *Melinis minutiflora* em inselberg no estado de Minas Gerais. In: VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, Fortaleza, 2003.
- RIZZINI, C. T. *Tratado de Fitogeografia do Brasil: Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições. 1997.

- ROSAS, R. O.; PEREIRA, J. L. G. & COELHO-NETTO, A. L. Estudo dos solos de uma pequena bacia florestada, Parque Nacional da Tijuca - RJ. III SIMP. DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, p.34-42, 1992.
- SANTOS, S. B.; PEDRALLI, G. e MEYER, S. T. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto - MG. *Planta Daninha*, Viçosa - MG, v.23, n.2, p.175-180, 2005.
- SAYER, J. A. & WHITMORE, T. C. Tropical moist forests: destruction and species extinction. *Biological Conservation*, n.55, p.199-213, 1991.
- SCARIOT, A. Weed and secondary palm species in central Amazonian Forest fragments. *Acta bot. bras.*, n.15, p.271-280, 2001.
- 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 spacial scales. *Environmental Management*, n.29, p.556-577, 2002.

WHITMORE, T. C. *An introduction to tropical rain forests*. Claredon Press. Oxford. 1990. 226 p.

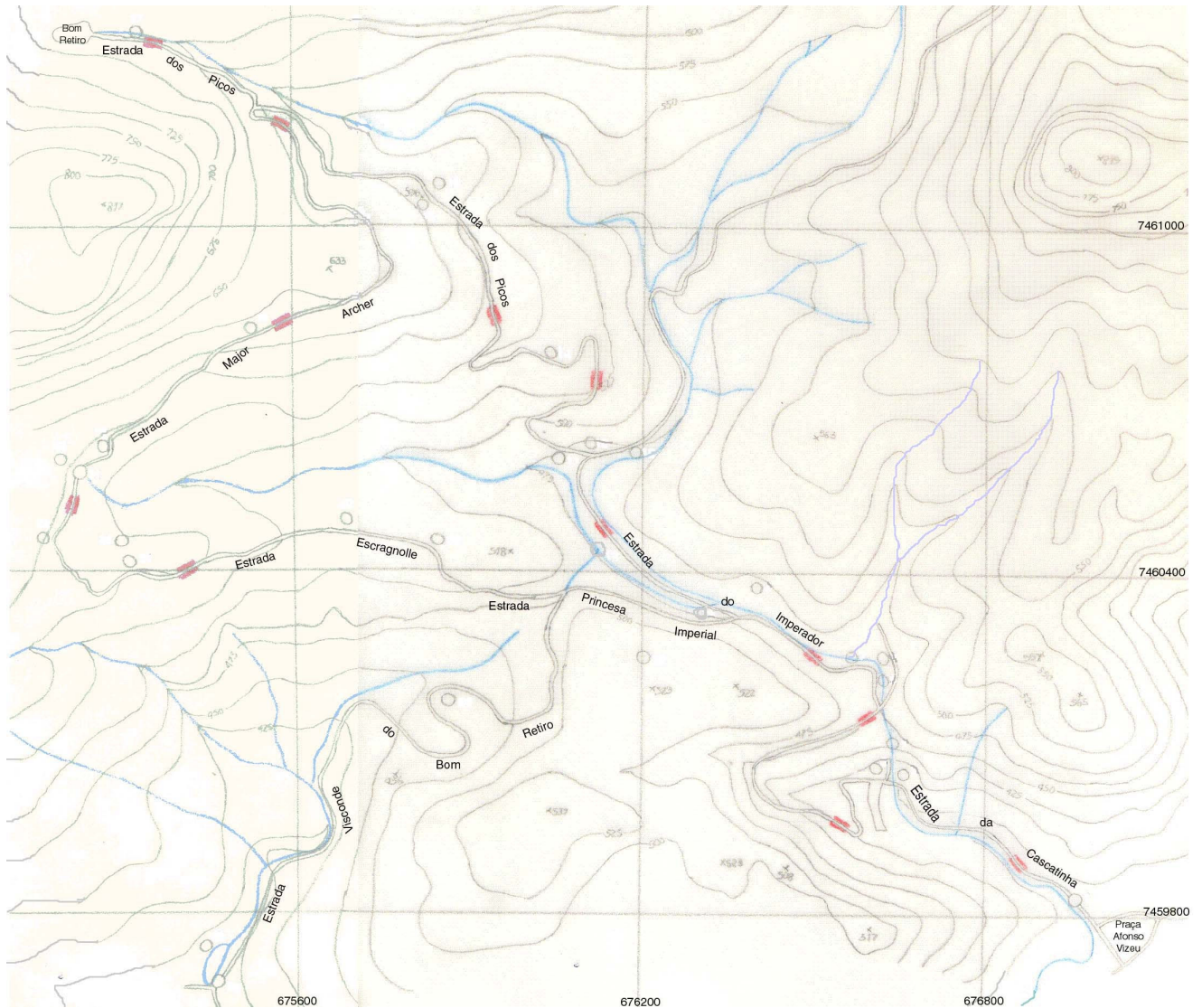
ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. *Floresta e Ambiente*, Rio de Janeiro, v.5, n.1, p.166-170, 1998.

ZAÚ, A. S. *Cobertura vegetal: transformações e resultantes microclimáticas e hidrológicas superficiais na vertente norte do Sumaré, Parque Nacional da Tijuca, RJ*. (Dissertação de Mestrado). Brasil: IGEO/ UFRJ, 1994.

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

ZILLER, S. R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. *Ciência Hoje*, vol 30, n 178. 2003. p 77-79.

## ANEXO



FONTE: Modificado de FLORESTA DA TIJUCA, 2004


**Figura: Carta topográfica do Parque Nacional da Tijuca com as Unidades Amostrais plotadas.**


**Legenda:**

Escala aproximada 1:2500

 Transetos marcados

 Cursos d'água

 Estradas

 Construções

**Quadro - Coordenadas geográficas UTM dos transetos alocados**

Área	Latitude (m)	Longitude (m)
1	675375	7461315
2	675593	7461172
3	675594	7460835
4	675218	7460527
5	675398	7460393
6	676507	7460242
7	676148	7460452
8	676117	7460715
9	675945	7460827
10	676867	7459890
11	676560	7459950
12	676583	7460137