Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Alessandro Henrique Nunes Branth Fontes

Invasão biológica de *Casuarina equisetifolia* na Restinga da Massambaba: estrutura, riqueza e regeneração

Rio de Janeiro
2013

Alessandro Henrique Nunes Branth Fontes

Invasão biológica de *Casuarina equisetifolia* na Restinga da Massambaba: estrutura, riqueza e regeneração

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. João Marcelo Alvarenga Braga

Coorientador: Dr. Cyl Farney Catarino de Sá

Rio de Janeiro

2013

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/ REDE SIRIUS/ BIBLIOTECA CTC/A

F683 Fontes, Alessandro Henrique Nunes Branth.
Invasão biológica de *Casuarina equisetifolia* na Restinga da Massambaba: estrutura, riqueza e regeneração/ Alessandro Henrique Nunes Branth Fontes. – 2013.
51 f. : il.

Orientador: João Marcelo Alvarenga Braga.
Coorientador: Cyl Farney Catarino de Sá.
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Angiosperma – Arraial do Cabo (RJ) - Teses. 2. Bioinvasão - Teses. I. Braga, João Marcelo Alvarenga. II. Sá, Cyl Farney Catarino de. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 582.5(815.3)

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

_____ _____
Assinatura Data

Alessandro Henrique Nunes Branth Fontes

Invasão biológica de *Casuarina equisetifolia* na Restinga da Massambaba: estrutura, riqueza e regeneração

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 24 de abril de 2013.

Orientadores:

Prof. Dr. João Marcelo Alvarenga Braga (Orientador)

Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Cyl Farney Catarino de Sá (Coorientador)

Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro

Banca Examinadora:

_____

Prof. Dr. Roberto Lourenço Esteves

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes-UERJ

_____

Prof. Dr. André Felippe Nunes de Freitas

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

_____

Prof. Dr. Pablo José Francisco Pena Rodrigues

Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2013

DEDICATÓRIA

À minha avó Alelia e a todos que amo!

AGRADECIMENTOS

Agraço a Deus por me conceder força para que este trabalho fosse realizado e por me amparar nos momentos de dificuldade.

Ao suporte que toda a minha família forneceu para a realização deste mestrado, ao me apoiar em todos os momentos e em todas as minhas escolhas.

Agradeço ao João Marcelo Alvarenga Braga por ter me adotado no Jardim Botânico, além dos conselhos e orientações que vão muito além do campo da vida acadêmica.

Agradeço ao Cyl Farney Catarino de Sá por me receber de braços abertos e me apresentar a restinga! Muito obrigado pelos ensinamentos no campo e de sempre ver que pra tudo tem um jeito, até mesmo ao comprar uma bicicleta para andar pela restinga!

Muito obrigado a todos os taxonomistas que me ajudaram nas identificações botânicas, especialmente aos colegas Marcelo de Souza e Rafael Borges.

Agradeço a todos os companheiros do Grupo-TER pelas conversas, conselhos, ajuda em corrigir alguns detalhes nas apresentações e a entender melhor algumas análises estatísticas.

Agradeço também a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade do Estado do Rio de Janeiro pela excelente formação acadêmica.

Agradeço a todos os meus amigos e em especial a Zé Paulo, Alex, Francisco e Diego que me ajudaram de algum modo, seja descontraindo nos momentos difíceis, perguntando como estava a pesquisa ou simplesmente fingindo entender o que eu fazia, mas independente de tudo sempre torcendo para que tudo desse certo.

À Ygor Coutinho pela ajuda fundamental nos campos realizados.

Agradeço a todos os colegas que fiz nesse tempo de mestrado ao cursar as disciplinas pelas experiências trocadas.

Agradeço a CAPES pela bolsa concedida para a realização da pesquisa.

RESUMO

FONTES, Alessandro Henrique Nunes Branth. Invasão biológica de *Casuarina equisetifolia* na Restinga da Massambaba: estrutura, diversidade e regeneração. 2013. 51 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

A invasão biológica é vista como o processo de introdução e adaptação de espécies que não fazem parte, naturalmente, de um determinado ecossistema e é considerada a segunda maior causa de perda de biodiversidade. *Casuarina equisetifolia* é uma angiosperma bem adaptada a ambientes com alto teor de salinidade e baixo teor hídrico representando uma grande ameaça a perda de biodiversidade em ambientes costeiros ao colonizar rapidamente áreas degradadas nesses ambientes. O presente trabalho procurou avaliar os efeitos da invasão de *C. equisetifolia* na diversidade de espécies e estrutura da comunidade em um trecho na Restinga da Massambaba. Foram distribuídas 46 parcelas de 10m x 10m em cinco diferentes tratamentos próximas entre si denominadas: manejo, queimada, invasão, restinga e controle. Através do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) verificou-se que existe diferença na composição florística entre os tratamentos invadidos e não invadidos, mas que entre os tratamentos invadidos a composição é a mesma. Mesmo os tratamentos sendo próximos entre si, a ANOVA mostrou que existe diferença na densidade de *C. equisetifolia* mostrando que fatores externos influenciam a estrutura da população nesses tratamentos. O hábito herbáceo foi predominante nos tratamentos de invasão diferindo do tratamento controle onde o hábito arbustivo é o mais significativo. A síndrome de dispersão predominante foi a zoocórica em todos os tratamentos, exceto no tratamento de fogo e de invasão, onde a anemocoria obteve o mesmo número numero de espécies. A ANOVA indicou que a riqueza do tratamento controle é muito maior do que a riqueza nos tratamentos de invasão. Os tratamentos de invasão possuem um índice de Shannon variando de 0,23 a 1,4, enquanto a tratamento controle possui um índice de 2,49, mostrando o quanto *C. equisetifolia* homogeneíza a flora, fazendo com que poucas espécies consigam colonizar esses ambientes como *Pilosocereus arrabidae*, *Schinus terebinthifolius* e *Varronia curassavica*. A regressão linear realizada indica que a riqueza de espécies diminui com o aumento da densidade de *C. equisetifolia*

Palavras-chave: Area degradada. Espécie invasora. Espécie exótica. Manejo. Fogo. Restinga.

ABSTRACT

Biological invasion is seen as the process of introduction and adaptation of species that are not part of a particular ecosystem and is considered the second greatest cause of biodiversity loss. *Casuarina equisetifolia* is an angiosperm well adapted to environments with high salinity levels and low water content representing a major threat to biodiversity loss in coastal environments cause it rapidly colonize degraded areas in these environments. This study aimed to assess the effects of the invasion of *C. equisetifolia* in species diversity and community structure in a fragment at the Restinga da Massambaba. Were allocated 46 plots of 10m x 10m in five different areas near to each other called: management, fire, intrusion, restinga and control. Through the Non Metric Multidimensional Scaling (NMDS) found that there is difference in floristic composition between invaded and non-invaded areas, but between areas invaded the composition is the same. Even the treatments being close to each other, ANOVA showed a significant difference in density of C. equisetifolia showing that external factors influence the structure of the population in these treatments. The herbaceous habit was prevalent in areas of differing invasion of the area where the shrubby habit control is the most significant. Zoochory was the dispersion syndrome predominant in all areas, except in the area of fire and invasion, where anemochory obtained the same number of species. The ANOVA indicated that the richness of the control area is much greater than the richness in the areas of invasion. The invasion areas have a Shannon index ranging from 0.23 to 1.4, while the control region has an index of 2.49, showing how *C. equisetifolia* lets the flora homogeneous, enabling a few species able to colonize these environments as *Pilosocereus arrabidae, Schinus terebinthifolius* and *Varronia curassavica.* Linear regression indicated that the richness decreases with increasing density *C. equisetifolia*.

Keywords: Degraded area. Invasive species. Exotic species. Management. Fire. Restinga

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Morfologia de *Casuarina equisetifolia*..... 13

Figura 2 - Crescimento vegetativo de *Casuarina equisetifolia*..... 14

Figura 3 - Imagem da área estudada e localização das parcelas nos quatro tratamentos e controle..... 16

Figura 4 - Rejeito industrial sólido sob a camada de acícula em área invadida por *Casuarina equisetifolia*..... 17

Figura 5 – Diferentes tratamentos sob invasão de *Casuarina equisetifolia* e formação arbustiva aberta não inundável preservada (Controle) na Restinga de Massambaba..... 19

Figura 6 - Subparcela de 1m X 1m com plântulas e juvenis de *Casuarina equisetifolia*..... 20

Figura 7 - Ordenação de abundância de espécies por escalonamento multidimensional não métrico NMDS entre os tratamentos estudados na Restinga de Massambaba, RJ..... 23

Figura 8 - Comparação da densidade de *Casuarina equisetifolia* entre os tratamentos invadidos na Restinga da Massambaba, RJ..... 25

Figura 9 - Número de indivíduos de *Casuarina equisetifolia* por classe etária nos tratamentos estudados na Restinga da Massambaba, RJ..... 25

Figura 10 - Distribuição do número de espécies por hábito nos tratamento e controle estudados na Restinga da Massambaba, RJ..... 30

Figura 11 - Distribuição do número de espécies por síndrome de dispersão em cada tratamento estudado na Restinga da Massambaba, RJ..... 30

Figura 12 - Número de espécies dos hábitos entre as síndromes de dispersão nos cinco tratamentos estudados na Restinga da Massambaba, RJ..... 31

Figura 13 - Comparação da riqueza de espécies entre os tratamentos estudados na Restinga da Massambaba, RJ..... 32

Figura 14 - Regressão linear simples entre a riqueza de espécies e a densidade de *Casuarina equisetifolia* nos quatro tratamentos de invasão na Restinga da Massambaba, RJ..... 33

Figura 15 - Colônia de bactéria filamentosa do gênero *Frankia* na Restinga da Massambaba, RJ..... 39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Categoria de DAS e delimitação métrica para *C. equisetifolia*..... 21

Tabela 2 - Características da estrutura no controle e tratamentos invadidos por *Casuarina equisetifolia* na Restinga da Massambaba, RJ..... 24

Tabela 3 - Lista Florística dos tratamentos invadidos por *Casuarina equisetifolia* na Restinga de Massambaba, RJ..... 27

Tabela 4 - Número de espécies referentes a síndromes de dispersão entre as formas de vida..... 32

Tabela 5 - Lista de espécies registradas em área preservada de formação arbustiva aberta não inundável (Controle) na Restinga da Massambaba, RJ..... 34

SUMÁRIO

1 **INTRODUÇÃO**..... 10
2 **MATERIAIS E MÉTODOS**..... 15
2.1 **Área de estudo**..... 15
2.2 **Estrutura**..... 20
2.3 **Levantamento florístico**..... 21
2.4 **Análise dos dados**..... 21
3 **RESULTADOS**..... 23
3.1 **Similaridade florística**..... 23
3.2 **Estrutura e regeneração de *Casuarina equisetifolia***..... 24
3.3 **Composição Florística**..... 26
4 **DISCUSSÃO**..... 36
5 **CONCLUSÃO**..... 42
REFERÊNCIAS..... 43

INTRODUÇÃO

A distribuição das espécies vegetais é naturalmente limitada por barreiras climáticas e ambientais à sua dispersão, mas a civilização desfigurou esse padrão ao translocar várias espécies pelo mundo, especialmente para fins agrícolas e ornamentais (Mack 2003; Kowarik 2003; Dehnen-Schmutz *et al.* 2007).

Assim, espécies que ocorrem fora de seu limite geográfico natural, como resultado de dispersão acidental ou intencional por ação antrópica são consideradas exóticas (IUCN 1994) e, por vezes, invasoras (Pyšek *et al.* 2004; Moro *et al.* 2012). Em muitas partes do mundo o impacto destas espécies invasoras sobre organismos nativos são altamente danosos para a conservação da biodiversidade, economia local e relações sócio-culturais (D'Antonio & Vitousek 1992; Perrings 2000; Swab *et al.* 2008; Powell *et al.* 2011).

As espécies invasoras são uma das principais ameaças a biodiversidade global, pois estas plantas têm a capacidade de modificar em larga escala a estrutura dos ecossistemas, interferindo na função e dinâmica das comunidades (Vitousek *et al.* 1997; Ehrenfeld 2010). O processo de introdução e adaptação das espécies invasoras reflete em um aumento não controlado do número de seus indivíduos, elevando a densidade populacional e consequentemente causando danos severos às comunidades nativas (Ziller & Galvão 2002; Stinson *et al.* 2006). Esta perda na qualidade de habitat se deve especialmente pela alta capacidade que muitas espécies invasoras têm para dispersar os seus diásporos (Lugo 1998; Walther *et al.* 2002; Simberloff *et al.* 2005).

As mudanças que ocorrem nos ecossistemas invadidos podem causar mudanças radicais na abundância de espécies nativas, podendo ocorrer até extinções locais (Mack *et al.* 2000). A erradicação de espécies invasoras também é extremamente difícil, incerta e significativamente cara (Wittenberg & Cock 2001; Gardener *et al.* 2010).

No Brasil, diversas espécies invasoras têm sido observadas e amplamente estudadas nos últimos anos (Espíndola *et al.* 2005). No entanto, este problema vem se agravando continuamente, especialmente em regiões costeiras, que historicamente sofrem contínuas ações antrópicas, em maior ou menor escala, desde sua ocupação há aproximadamente 8.000 anos A.P. (Kneip 1987). Com a supressão da vegetação nativa e a perda da escassa matéria orgânica do solo, as

áreas degradadas litorâneas têm agravadas as já severas condições ambientais que dificultam o estabelecimento e crescimento de espécies nativas (Zamith 2007).

Dentre as áreas litorâneas do Brasil estão as restingas, que são depósitos marinhos quaternários que formam longos esporões, barreiras ou planícies arenosas ao longo da costa, que aprisionam lagunas e criam uma série de cordões arenosos paralelos e depressões entre eles, associados a um complexo de comunidades vegetais que ocorrem em cerca de 80% da costa brasileira (Araujo 1989; Lacerda *et al*. 1993). Estes depósitos arenosos foram originados durante as transgressões e regressões marinhas, formando uma sucessão de cordões arenosos (Suguio & Tessler 1984). As restingas são também divididas em formações vegetacionais de acordo com a sua florística e fisionomia, sendo influenciadas pela história geológica e pelo clima (Araujo 2000).

As modificações antrópicas na paisagem da restinga podem ainda criar novas oportunidades de nicho para o estabelecimento de espécies invasoras (Shea & Chesson 2002), como a presença de ervas (*Panicum maximum* Jacq., *Imperata brasiliensis* Trin.), arbustos (*Calotropis procera* (Ait.) R.Br., *Varronia curassavica* Jacq.) e árvores (*Terminalia cattapa* L., *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit e *Casuarina equisetifolia* L., *Pinus* spp.) (Ziller 2001; Ziller & Galvão 2002; Costa & Durigan 2010; Rangel & Nascimento 2011). Estas espécies invasoras geralmente apresentam crescimento muitas vezes mais rápido que as nativas, visto que as espécies nativas de restinga possuem uma regeneração lenta (Araujo & Peixoto 1977; Sá 1996, 2002).

A espécie *C. equisetifolia* (Casuarinaceae) (Figuras 1, 2) representa uma das maiores ameaças aos ecossistemas costeiros mundiais, já que é uma invasora adaptada a áreas com salinidade alta, condições ambientais áridas, solo com pouca fertilidade e capacidade de invadir áreas arenosas e abertas (Wheeler *et al*. 2011). É conhecida popularmente como casuarina, sendo nativa da costa da Austrália e sudeste asiático, porém atualmente pode ser encontrada em outras dezenas de países da Ásia, Neotrópico, Europa, Oriente Médio e África (National Research Council 1984; Parrotta 1993).

Esta espécie é monóica de hábito arbóreo, com rápido crescimento e alcançando até 45 m de altura, possui folhas simples e verticiladas com 6 a 8 escamas foliares, espigas terminais masculinas e glomérulos de flores femininas (Elfers 1988). A reprodução se dá pelas diminutas sâmaras, envoltas por brácteas

lenhosas, assemelhando-se a um cone, que são produzidas em elevada quantidade. Em média 1g de sâmara equivale a 700 unidades e a germinação pode ocorrer entre 4 e 22 dias (Kondas 1983; Kondas *et* al. 1985). *Casuarina equisetifolia* também possui uma forte tendência à reprodução vegetativa com projeções horizontal de seus ramos sob o solo, além de possuir uma grande capacidade de emitir perfilhamento após corte raso (Figura 2b). O crescimento desta espécie também é influenciado pela profundidade e flutuação do lençol freático (Yadav *et al.* 1977; Parrotta 1993).

Os efeitos da invasão biológica de *C. equisetifolia* foram amplamente estudados em diferentes partes do mundo (Parrotta 1993; Hata *et al.* 2009; Hardman *et al.* 2012), sendo evidenciado a capacidade da espécie invasora em modificar drasticamente os ambientes costeiros, inibindo o crescimento das espécies nativas (Parrotta 1993; Hammerton 2001).

Ule (1901), ao excursionar na região de Cabo Frio, no Sudeste do Brasil, já descreve a presença de *C. equisetifolia* na restinga, atestando a ocorrência da invasora desde 1889 na região aqui estuda. Este fato demonstra que *C. equisetifolia* foi introduzida antes da criação da hoje extinta Companhia Nacional de Álcalis (CNA), que produzia carbonato de sódio e utilizava-se em larga escala do plantio de *C. equisetifolia* como barreira contra o vento, sombreamento e ornamentação.

Assim, o presente trabalho avaliou a estrutura, riqueza, diversidade e regeneração em diferentes tratamentos restritos a uma única população da espécie invasora *C. equisetifolia*, localizada na Restinga de Massambaba, originando duas perguntas:

O aumento da densidade de *C. equisetifolia* diminui a riqueza de espécies nativas de restinga?

Áreas invadidas por *C. equisetifolia* apresentam menor riqueza de espécies em comparação com áreas conservadas de restinga?

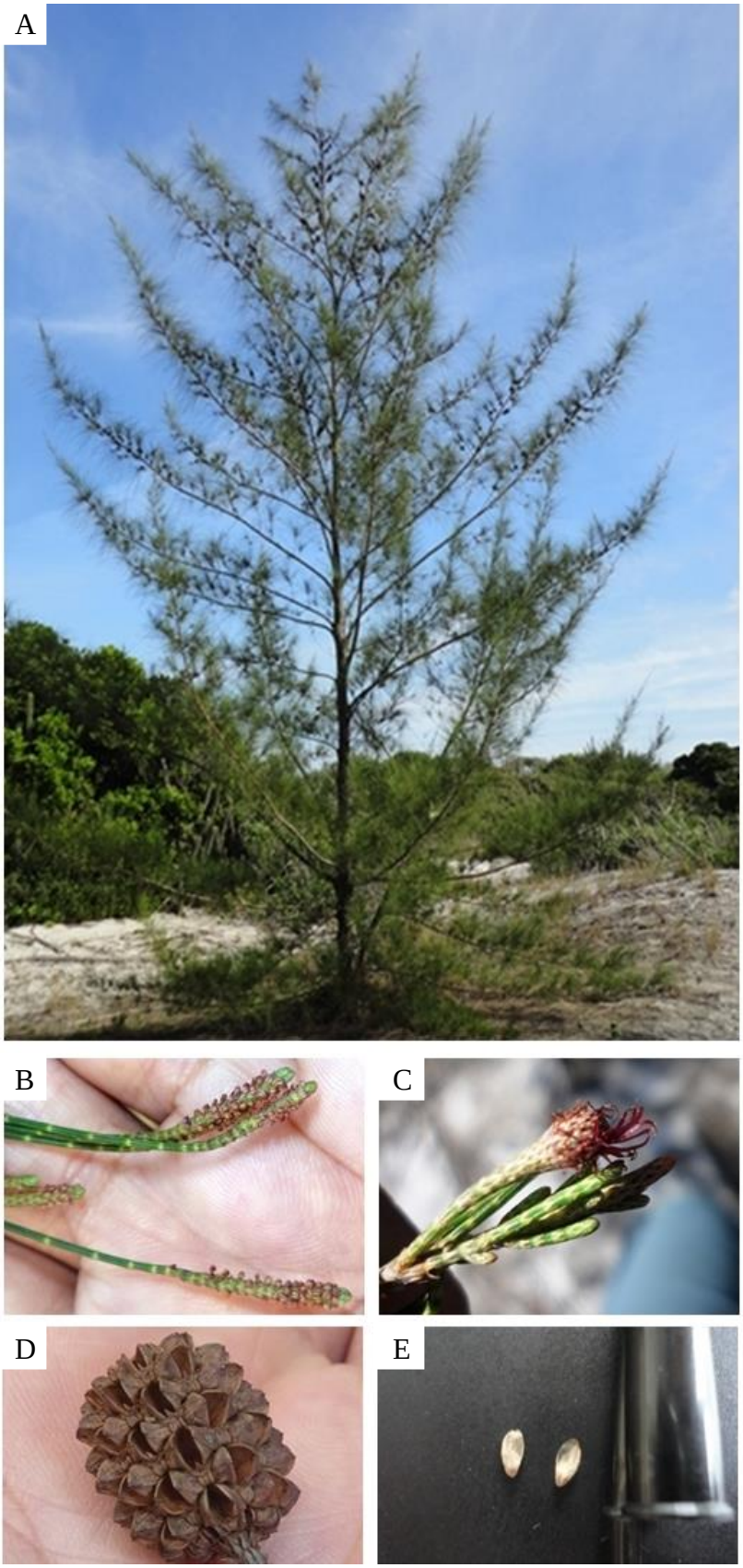

Figura 1 - Morfologia de *Casuarina equisetifolia.*
Legenda: A - Árvore, B - Inflorescências masculinas, C - Inflorescências femininas, D - Brácteas lenhosas (Cone), E - Sâmaras.

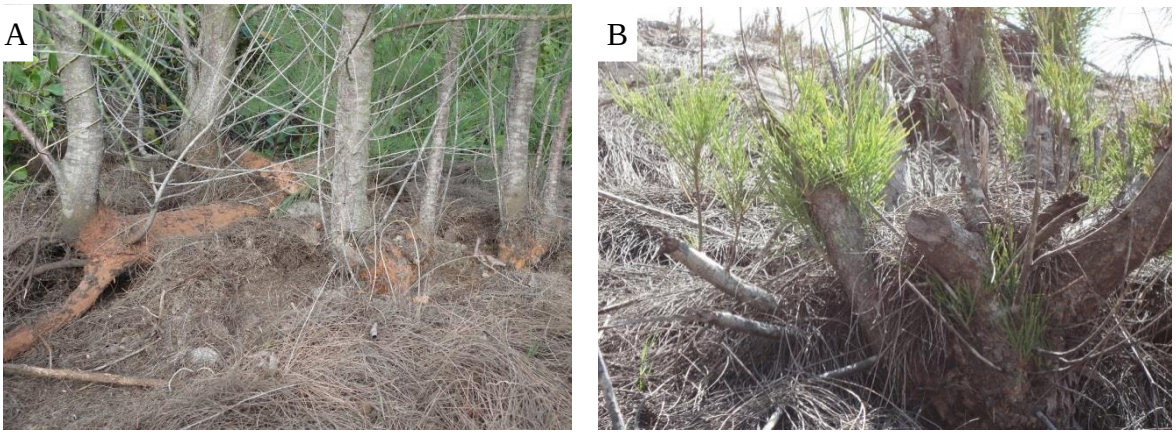

Figura 2 - Crescimento vegetativo de *Casuarina equisetifolia.*
Legenda: A - Projeções horizontais sob o solo. B - Perfilhamento e rebrotos de árvore cortado.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Arraial do Cabo, em um trecho de aproximadamente 4 Km² na Restinga da Massambaba, sob as coordenadas 22° 57’ 34” – 22° 56’ 22” S; 42° 02’ 27” – 42° 04’ 37” W (Figura 3). Esta região está inserida no Centro de Diversidade Vegetal de Cabo Frio (Araujo *et al.* 2009), cuja área recobre uma extensão aproximada de 1.562 Km², abrangendo oito municípios do Estado do Rio de Janeiro (Bohrer *et al.* 2009). A Restinga da Massambaba está atualmente, em parte, inserida no recém-criado Parque Estadual da Costa do Sol (Decreto N° 42. 929 de 18 de abril de 2011).

A paisagem autóctone da região sofreu drástica transformação a partir de 1953, quando se iniciou a construção da Companhia Nacional de Álcalis (CNA), que culminou no desmatamento em larga escala da vegetação de restinga para construir o parque fabril, a vila de operários, áreas para deposição de resíduos industriais, dentre outras instalações urbanas e logísticas (Dunley 2006). No mesmo período houve a construção de um canal artificial de 5,5 Km de comprimento, para facilitar o escoamento da produção e dos resíduos industriais, interligando a CNA com a lagoa de Araruama (Bidegain & Bizerril 2002). É ainda muito comum observar ao longo deste canal e em áreas adjacentes a CNA espessos e sólidos depósitos de rejeito industrial, especialmente barrilha, incorporados ao solo (Figura 4).

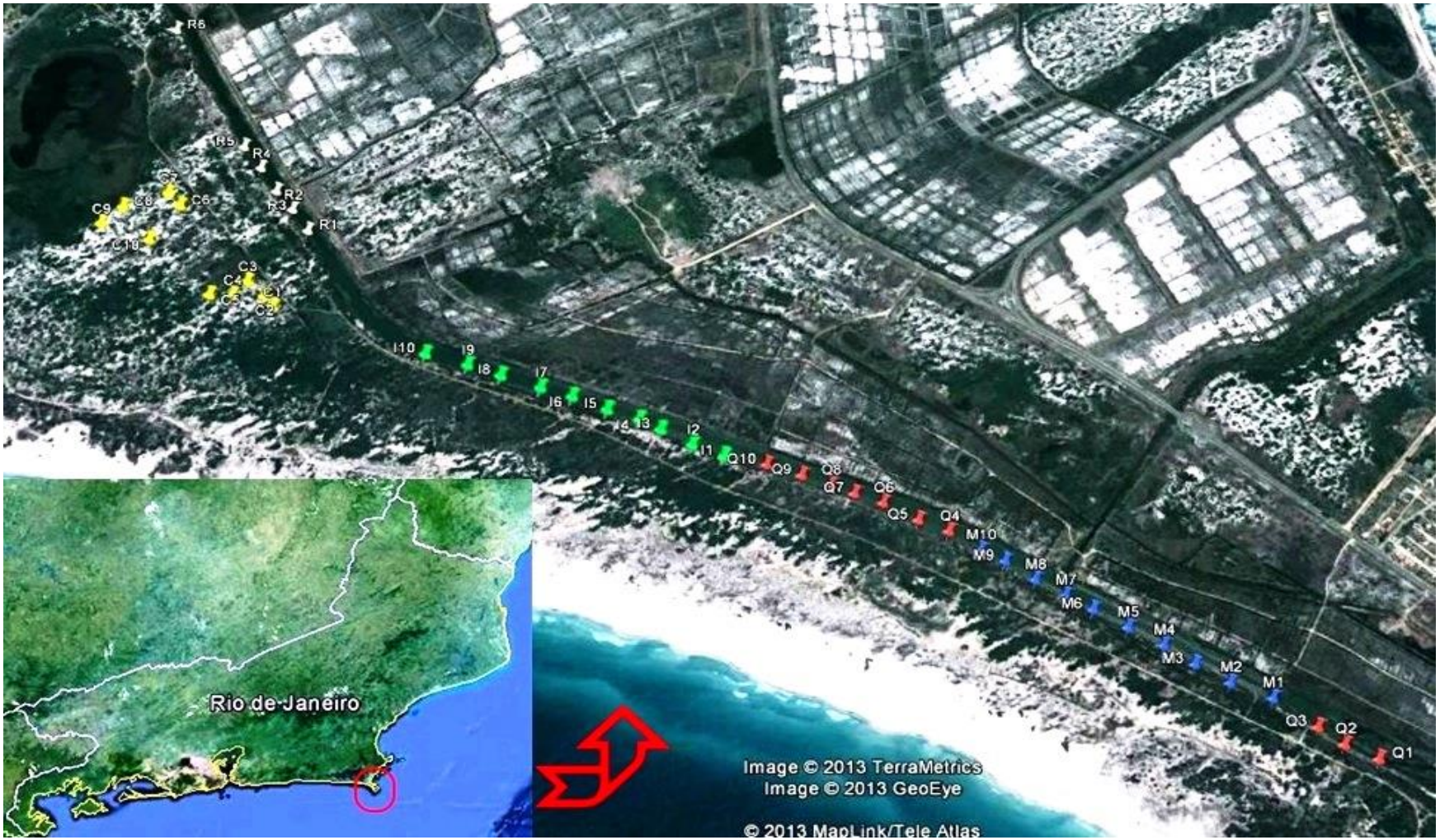

Figura 3 - Imagem da área estudada e localização das parcelas nos quatro tratamentos e controle.
Legenda: Manejo (azul); Fogo (vermelho); Invasão (verde); Restinga Degradada (branco), Restinga Preservada (Controle) (amarelo).
Fonte: Modificado de Google Earth.

A região possui um baixo índice pluviométrico de ca. 750 mm/ano, temperatura média de 23° C e clima considerado uma variação do semiárido quente (Bsh), sendo o calor distribuído o ano todo e com umidade relativa do ar em 83% (Barbiere 1984; Araujo 2000).

Figura 4 - Rejeito industrial sólido sob a camada de acícula em área invadida por *Casuarina equisetifolia*.

As áreas onde houve supressão de vegetação de restinga foram expostas à invasão e estabelecimento de espécies exóticas, entre elas, *C. equisetifolia*, que foi amplamente utilizada como cerca viva, arborização e fonte de madeira, devido a sua facilidade em colonizar naturalmente ambientes degradados (Holzer & Alcântara 2008).

As margens do canal artificial, a vegetação original de restinga era constituída por uma formação arbustiva aberta não inundável (i.e, Araujo *et al.* 2009). Porém a paisagem atual é predominantemente florestal, em função da invasão da *C. equisetifolia* nas áreas onde ocorreu a supressão da vegetação nativa e também deposição de substrato arenoso proveniente da abertura do canal, além de depósitos de rejeito sólido industrial (barrilha). Neste contexto foram identificados e

delimitados quatro diferentes tratamentos, além do controle (Figura 5), sendo caracterizados pelo histórico de uso e pelas ações antrópicas recentes, a saber:

(1) Manejo - Área de aproximadamente 3 hectares onde há décadas ocorreu remoção total da vegetação nativa de restinga, mas que posteriormente foi invadida por *C. equisetifolia*. Nos anos de 2007 e 2010 todos os indivíduos adultos da espécie invasora foram cortados ao nível do solo, com finalidade de erradicação através do corte raso. Após a tentativa de erradicação da *C. equisetifolia*, houve a formação de grande quantidade de perfilhamento dos indivíduos manejados, estando hoje o tratamento formado por uma densa floresta monodominante. A camada de acícula é espessa e contínua.

(2) Fogo - Áreas onde há décadas ocorreu remoção total da vegetação nativa de restinga, mas que posteriormente foi invadida por *C. equisetifolia*. Neste tratamento ocorreu acidentalmente intensa queimada em março de 2011 totalizando aproximadamente 2,5 hectares. Os indivíduos, em todos os estratos, foram quase todos mortos pela ação do fogo, com exceção de algumas poucas árvores isoladas e parcialmente queimadas. A camada de acícula é pouco espessa e com solo predominantemente desnudo.

(3) Invasão - Área onde há décadas ocorreu remoção total da vegetação nativa de restinga, mas que posteriormente foi invadida por *C. equisetifolia*. Não existe histórico, pelo menos nos últimos cinco anos, da ação do fogo e nem de práticas intensivas de manejo florestal ocorrendo apenas o estabelecimento da espécie invasora, que formou uma densa floresta monodominante. A camada de acícula é espessa e contínua. Esta área possui aproximadamente 3 hectares.

(4) Restinga Degradada - Área com cerca de 4 hectares onde a vegetação de restinga arbustiva aberta não foi suprimida, mas a comunidade encontra-se alterada pela presença de vários indivíduos adultos esparsos de *C. equisetifolia*. Não existe histórico recente de fogo, manejo de invasora e de supressão da vegetação nativa. A camada de acícula é pouco espessa e disposta em manchas isoladas, principalmente sob a copa dos indivíduos de *C. equisetifolia*.

(5) Controle (Restinga Preservada) - Área com aproximadamente 55 hectares de restinga arbustiva aberta e adjacente aos outros tratamentos supracitados, mas com total ausência de indivíduos adultos de *C. equisetifolia*. De acordo com Araujo *et al.* (2009), a restinga arbustiva aberta não inundável é uma formação caracterizada pela ocorrência de moitas formadas por uma vegetação

arbustiva com até 5 m de altura, intercaladas por areia nua e uma vegetação esparsa composta por espécies herbáceas ou arbustivas.

Figura 5 – Diferentes tratamentos sob invasão de *Casuarina equisetifolia* e formação arbustiva aberta não inundável preservada (Controle) na Restinga de Massambaba. Legenda: A - Manejo, B - Fogo, C - Invasão, D - Restinga Degradada, E – Controle.

2.2 **Estrutura**

No local, a área total invadida por *C. equisetifolia* é de aproximadamente 100 hectares, sendo que as parcelas foram distribuídas ao longo de uma linha contínua de 5 km paralela ao mar. Em todos os tratamentos foram alocadas 10 parcelas de 10 m X 10 m com exceção da área de Restinga Degradada, devido à inexistência de muitas áreas de restinga arbustiva aberta que estivessem sob a invasão de *C. equisetifolia.* Nos três tratamentos onde a restinga arbustiva aberta foi suprimida, as parcelas foram alocadas de modo sistemático com a distância mínima de 100 m entre elas. No Controle as parcelas foram alocadas em áreas que pudessem ser inventariadas as espécies de moita e espécies entre moitas, obedecendo ao critério de no mínimo 100 m de distância entre as parcelas. A amostragem ocorreu entre o período de dezembro de 2011 a outubro de 2012.

Para critério de inclusão foram amostrados os indivíduos, incluindo mortos, com diâmetro a altura do solo (DAS) ≥ 2,5 cm. Todos os indivíduos vivos foram marcados e as alturas mensuradas.

Nos quatro tratamentos sob invasão, três subparcelas aleatórias de 1 m X 1 m foram alocadas para observar a regeneração natural (Figura 6) dos indivíduos com DAS ≤ 1 cm.

Figura 6 – Subparcela de 1m X 1m com plântulas e juvenis de *Casuarina equisetifolia*.

Para determinação de classes de tamanho de *Casuarina equisetifolia* foi utilizado à classificação de Parrotta (1993) ao utilizar a razão DAS com Altura. (Tab. 1).

Tabela 1 - Categoria de DAS e delimitação métrica para *C equisetifolia*.

Categoria	Valores de DAS
Plântula	≤ 2,0 mm
Juvenil	> 2,0 a ≤ 50,0 mm
Adulto	> 50,0 mm

2.3 **Levantamento Florístico**

As espécies foram classificadas quanto ao hábito em erva, arbusto, árvore e liana, e quanto à síndrome de dispersão, através dos critérios morfológicos dos frutos, sendo classificadas em três grupos: anemocóricas, autocóricas e zoocóricas (Van der Pijl 1982). As espécies nativas da Restinga de Massambaba foram listadas por Araujo *et al.* (2009).

A identificação taxonômica foi realizada através de consulta à literatura especializada, comparação com material de herbário e auxílio de especialistas. O material botânico testemunho encontra-se depositado nos herbários HRJ e RB. Para a classificação das famílias de Angiospermas foi utilizado APG III (2009), e os nomes científicos das espécies foram conferidos pelo The Plant List (2010).

2.4 **Análise dos dados**

Foi calculada a densidade das espécies dos tratamentos e Controle, assim como o índice de diversidade de Shannon (H') (Brower *et al.* 1998).

Uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis foi calculada para que a análise multivariada de composição de comunidade fosse realizada usando o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), do pacote estatístico

Community Ecology Package - Vegan version 2.0-4 do programa R (Oksanen *et al*. 2012).

A densidade de *C. equisetifolia* foi comparada entre os tratamentos por uma ANOVA não paramétrica, para saber se existe diferença na densidade. A riqueza de espécies também foi comparada com uma ANOVA não paramétrica para avaliar se em tratamentos dominadas por *C. equisetifolia* possuía uma menor riqueza de espécies do que em tratamentos sem a presença da espécie invasora. Em ambas as análises o teste de Dunn foi realizado como pós teste para verificar onde estava a diferença.

A agregação espacial para a população de *C. equisetifolia* foi calculada utilizando o índice de Payandeh (Payandeh 1970), onde valores de P acima de 1,5 indicam agregação, P entre 1,0 e 1,5 corresponde à distribuição aleatória e valores de P menores que 1,0 indicam distribuição uniforme.

Para avaliar se a riqueza de espécies diminui com o incremento da densidade de *C. equisetifolia*, a variação da riqueza de espécies em relação à densidade de *C. equisetifolia* foi avaliada por regressão linear simples, com transformação dos dados para base logarítmica antes da análise.

Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team 2012).

3 **RESULTADOS**

3.1 **Similaridade florística**

A composição florística dos tratamentos invadidas por *C. equisetifolia* e do Controle é diferente, podendo ser verificado através do método de NMDS (Figura 7) (estress de Kruskal= 0,08). A diferença é explicada pelos valores do eixo NMDS1. Para os tratamentos invadidos, o eixo NMDS1 sugere que os tratamentos que tiveram a vegetação de restinga suprimida são compostos pelas mesmas espécies, entretanto estes tratamentos diferem das parcelas alocadas em locais onde não houve supressão total da vegetação nativa de restinga.

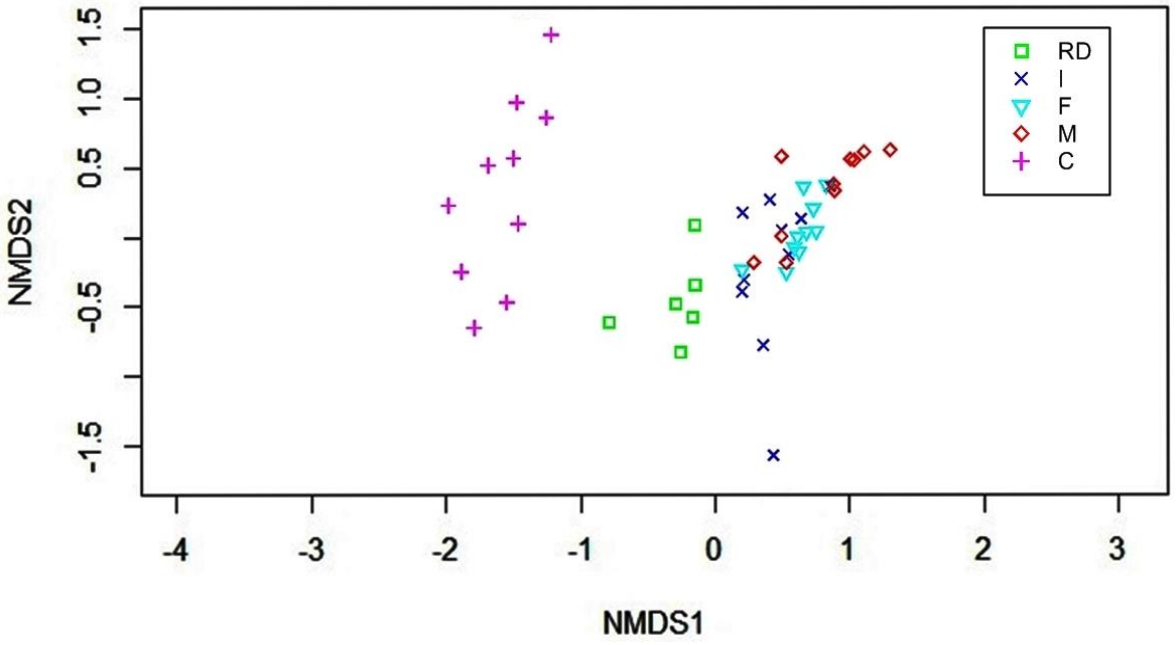

Figura 7 – Ordenação de abundância de espécies por escalonamento multidimensional não métrico NMDS entre os tratamentos estudados na Restinga de Massambaba, RJ.
Legenda: Restinga degradada (RD), Invasão (I), Fogo (F), Manejo (M), Controle (C). Estresse de Kruskal = 0,08. Cada ponto representa a estrutura da vegetação em uma parcela de 100 m².

3.2 **Estrutura e regeneração de *Casuarina equisetifolia***

Entre os tratamentos invadidas, o Restinga Degradada obteve a menor densidade de *C. equisetifolia* com 1066 indivíduos.ha^{-1} e a menor área basal com 11,35 m².ha^{-1} (Tabela 2).

Apesar de não serem encontradas diferenças na composição florística entre os tratamentos em que houve supressão de vegetação de restinga (i.e. Manejo, Fogo, Invasão), a ANOVA indicou que o Manejo possui uma densidade muito maior do que nos tratamentos Fogo (p = 0,007), Invasão (p = 0,002) e Restinga Degradada (p = 0,001). O tratamento Fogo possui densidade maior que o Restinga Degradada (p = 0,001), mas igual ao Invasão (p = 0,08). Já o tratamento Invasão possui a densidade maior que o Restinga Degradada (p = 0,03) (Figura 8).

Tabela 2 – Características da estrutura no tratamentos invadidos por *Casuarina equisetifolia* e controle na Restinga da Massambaba, RJ.
Legenda: Ma - Manejo, Fo - Fogo, In - Invasão, RD - Restinga Degradada, Co - Controle.

	Ma	Fo	In	RD	Co
Número total de espécies	18	21	26	30	64
Número de espécies de restinga	6	6	9	22	64
Densidade de espécies nativas (ind.ha^{-1})	240	110	340	1099,93	2020
Densidade de casuarina (ind.ha^{-1})	6290	3160	2280	1066	0
Índice de Shannon (H')	0,23	0,42	0,58	1,4	2,49
Índice de Shannon (H') excluindo *C. equisetifolia*	0,79	1,18	1,14	1,4	2,49
Índice de Payandeh	67,17	4,01	9,72	2,1	-

.

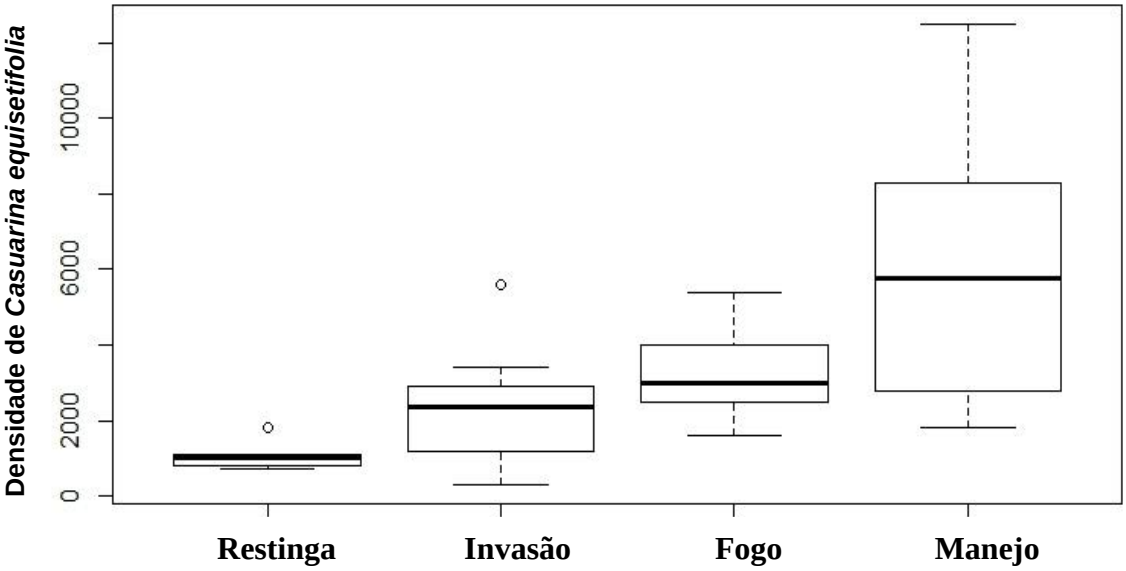

Figura 8 - Comparação da densidade de *Casuarina equisetifolia* entre os tratamentos invadidos na Restinga da Massambaba, RJ.

Apenas no Manejo predominou o estágio de juvenis, sendo a classe etária adulta predominante nos outros tratamentos, com Invasão. Na Restinga Degradada não foram encontradas plântulas de *C. equisetifolia*, enquanto que nos tratamentos onde houve queimada foi contabilizado o maior número de plântulas (Figura 9).

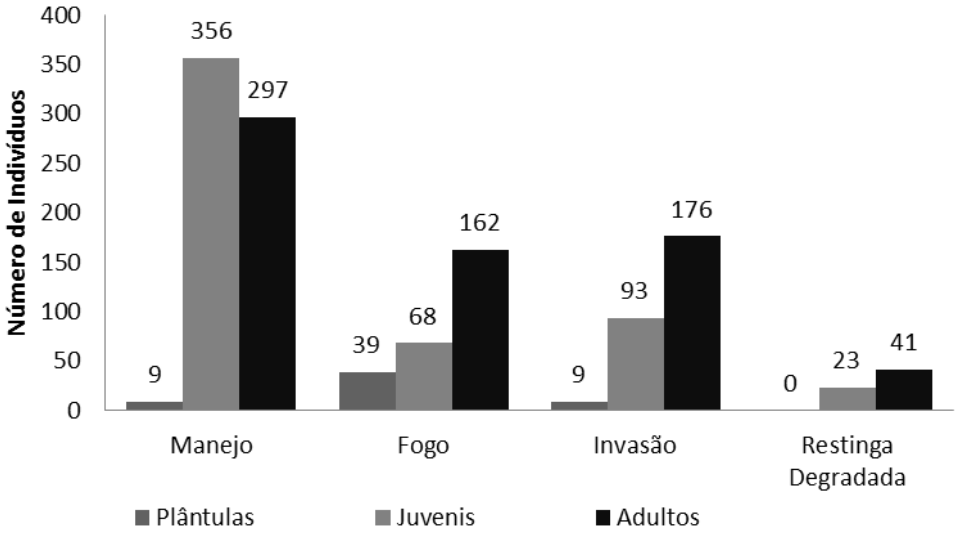

Figura 9 - Número de indivíduos de *Casuarina equisetifolia* por classe etária nos tratamentos estudadas na Restinga da Massambaba, RJ.

3.3 **Composição Florística**

A flora registrada nos quatro tratamentos com invasão (Tabela 3) é composta, em sua maioria, por espécies herbáceas, com exceção na Restinga Degradada, onde o número de arbustos (14 spp.) foi superior ao número de ervas (12 spp.), apresentando o mesmo resultado do Controle (Figura 10). Das espécies arbustivas encontradas nos tratamentos de invasão destacam-se *Pilosocereus arrabidae*, *Schinus terebinthifolius* e *Varronia curassavica,* por estarem presentes em todos os tratamentos. (Tabela 3). A zoocoria foi a síndrome de dispersão predominante nos tratamentos Manejo, Restinga Degradada e Controle.

Tabela 3 - Lista Florística dos tratamentos invadidos por *Casuarina equisetifolia* na Restinga de Massambaba,RJ (continua).
Legenda: F - número de parcelas que a espécie foi registrada; fv - forma de vida, ab - arbusto, arv - árvore, e - erva, t - trepadeira. * - espécies nativas de restinga; / - falta de informação sobre dispersão. Ma - Manejo, Fo - Fogo, In - Invasão, RD - Restinga Degradada

	Tratamentos						
Espécies	Ma	Fo	In	RD	F	Hábito	Síndrome
Ageratum sp.		x			1	e	Anemocoria
Allagoptera arenaria (Gomes) Kuntze*				X	5	ab	Zoocoria
Asteraceae 1				X	1	e	Anemocoria
Aureliana fasciculata (Vell.) Sendtn.*				X	1	ab	Zoocoria
Baccharis sp.	x	x	x		13	ab	Anemocoria
Boerhavia diffusa L.	x	x			5	e	Zoocoria
Borreria verticillata (L.) G.Mey.	x		x		2	e	Autocoria
Byrsonima sericea DC.*			x	X	2	ab	Zoocoria
Cereus fernambucensis Lem.*	x	x		X	4	e	Zoocoria
Chamaecrista ramosa (Vogel) H.S.Irwin & Barneby *			x		1	e	Autocoria
Chloris elata Desv.	x	x			10	e	Anemocoria
Chromolaena sp.			x		1	e	Anemocoria
Chrysobalanus icaco L.*				X	3	ab	Zoocoria
Clusia fluminensis Planch. & Triana*				X	1	ab	Zoocoria
Commelina erecta L.	x		x	X	6	e	Autocoria
Conyza bonariensis (L.) Cronquist		x			1	e	Anemocoria
Cuppania emarginata Cambess.*				X	1	arv	Zoocoria
Cynophalla flexuosa (L.) J. Presl*	x	x	x	X	8	t	Zoocoria
Cyrtopodium flavum Link & Otto ex Rchb.f.*				X	1	e	Anemocoria
Dalechampia micromeria Baill.*	x		x	X	10	t	Autocoria
Diodella radula (Willd. ex Roem. & Schult) Delprete *			x	X	3	e	Autocoria
Egletes viscosa (L.) Less.		x			3	e	Anemocoria

Tabela 3 - Lista Florística dos tratamentos invadidos por *Casuarina equisetifolia* na Restinga da Massambaba,RJ(continuação).
Legenda: F - número de parcelas que a espécie foi registrada; fv - forma de vida, ab - arbusto, arv - árvore, e - erva, t - trepadeira. * - espécies nativas de restinga; / - falta de informação sobre dispersão. Ma - Manejo, Fo - Fogo, In - Invasão, RD - Restinga Degradada

	Tratamentos						
Espécies	Ma	Fo	In	RD	F	Hábito	Síndrome
Emilia sonchifolia (L.)DC.	x	x	x		9	e	Anemocoria
Eragrostis ciliaris (L.) R.Br.		x			1	e	Anemocoria
Erythroxylum ovalifolium Peyr.*				x	4	ab	Zoocoria
Euphorbiaceae 1			x		1	e	Autocoria
Ficus sp.	x				1	ar	Zoocoria
Ipomoea pes-caprae (L.) R.Br.*		x			2	e	Autocoria
Indeterminada 1				x	1	e	/
Indeterminada 2				x	1	ab	/
Indeterminada 3				x	1	ab	/
Indeterminada 4				x	1	e	/
Indeterminada 5			x		1	e	/
Indeterminada 6		x			1	e	/
Maytenus obtusifolia Mart.*				x	2	ab	Zoocoria
Melinis repens (Willd.) Zizka			x	x	8	e	Anemocoria
Microstachys corniculata (Vahl) Griseb.*				x	2	e	Anemocoria
Mimosa pigra L.		x	x	x	6	e	Autocoria
Neoregelia cruenta (R.Graham) L.B.Sm.*			x		1	e	Anemocoria
Oxypetalum banksii R.Br. ex Schult.*	x	x	x	x	22	t	Anemocoria
Paspalum maritimum Trin.*	x	x	x	x	17	e	Anemocoria
Paspalum vaginatum Sw.*	x	x	x		10	e	Zoocoria
Passiflora mucronata Lam.*				x	1	t	Zoocoria

Tabela 3 - Lista Florística dos tratamentos invadidos por *Casuarina equisetifolia* na Restinga de Massambaba, RJ. (conclusão).
Legenda: F - número de parcelas que a espécie foi registrada; fv - forma de vida, ab - arbusto, arv - árvore, e - erva, t - trepadeira. * - espécies nativas de restinga; / - falta de informação sobre dispersão. Ma - Manejo, Fo - Fogo, In - Invasão, RD - Restinga Degradada

	Tratamentos						
Espécies	Ma	Fo	In	RD	F	Hábito	Síndrome
Paullinia weinmanniifolia Mart.*				x	4	t	Zoocoria
Peixotoa hispidula A.Juss.*				x	1	t	Anemocoria
Peplonia asteria (Vell.) Fontella & E.A.Schwarz*				x	3	t	Anemocoria
Pilosocereus arrabidae (Lem.) Byles & Rowley*	x	x	x	x	24	ab	Zoocoria
Plicouratea luschnathiana Tiegh.*				x	1	ab	Zoocoria
Pluchea sagittalis (Lam.) Cabrera			x		1	e	Anemocoria
Poaceae 1			x		1	e	Anemocoria
Poaceae 2				x	1	e	Anemocoria
Rubiaceae 1			x		1	e	/
Schinus terebinthifolius Raddi*	x	x	x	x	19	ab	Zoocoria
Smilax rufescens Griseb.*				x	5	t	Zoocoria
Solanum americanum Mill.		x			1	e	Zoocoria
Solanum cordifolium Dunal	x	x	x		3	ab	Zoocoria
Tournefortia gardneri A.DC.	x		x		4	t	Zoocoria
Varronia curassavica Jacq.	x	x	x	x	24	ab	Zoocoria
Verbenaceae 1		x			1	e	/
Waltheria indica L.*			x		1	e	Autocoria

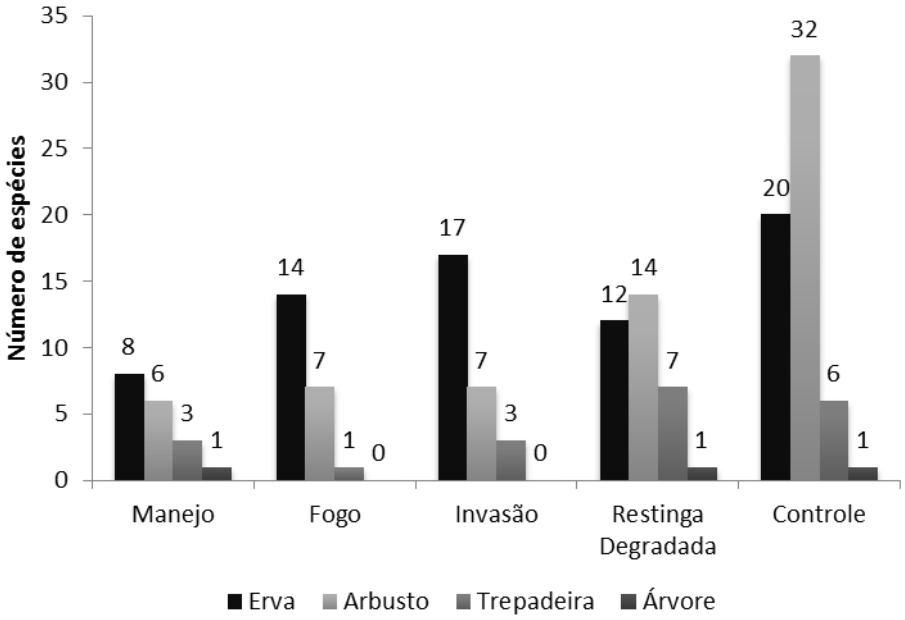

Figura 10 - Distribuição do número de espécies por hábito nos tratamento e controle estudados na Restinga da Massambaba, RJ.

Nos tratamentos Fogo e Invasão, a anemocoria e a zoocoria tiveram o mesmo número de espécies. A autocoria teve papel pouco significativo na dispersão das espécies em todos os tratamentos (Figura 11).

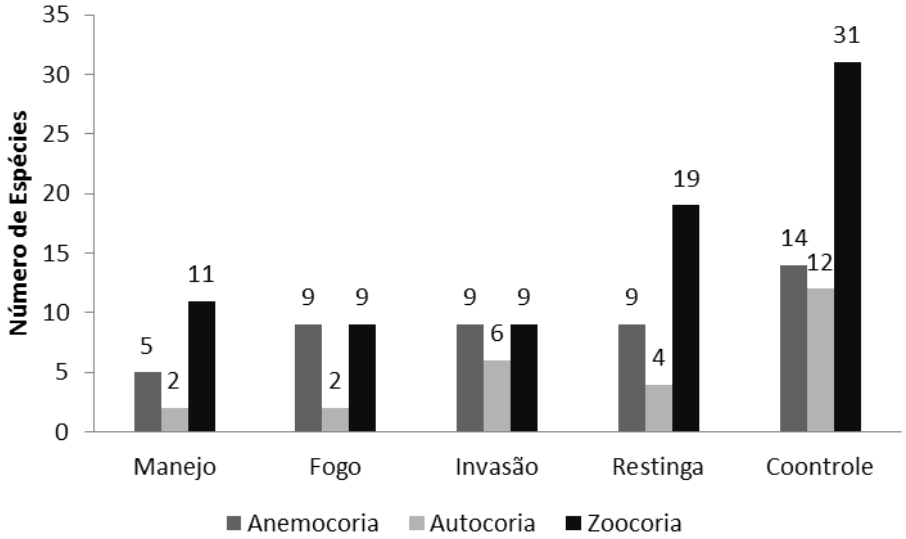

Figura 11 - Distribuição do número de espécies por síndrome de dispersão em cada tratamento estudado na Restinga da Massambaba, RJ.

Foi verificado que nos tratamentos Manejo, Restinga Degradada e Controle há um predomínio de arbustos zoocóricos, enquanto que no Fogo e na Invasão uma maior riqueza de espécies herbáceas anemocóricas foi observada (Figura 12 e Tabela 4).

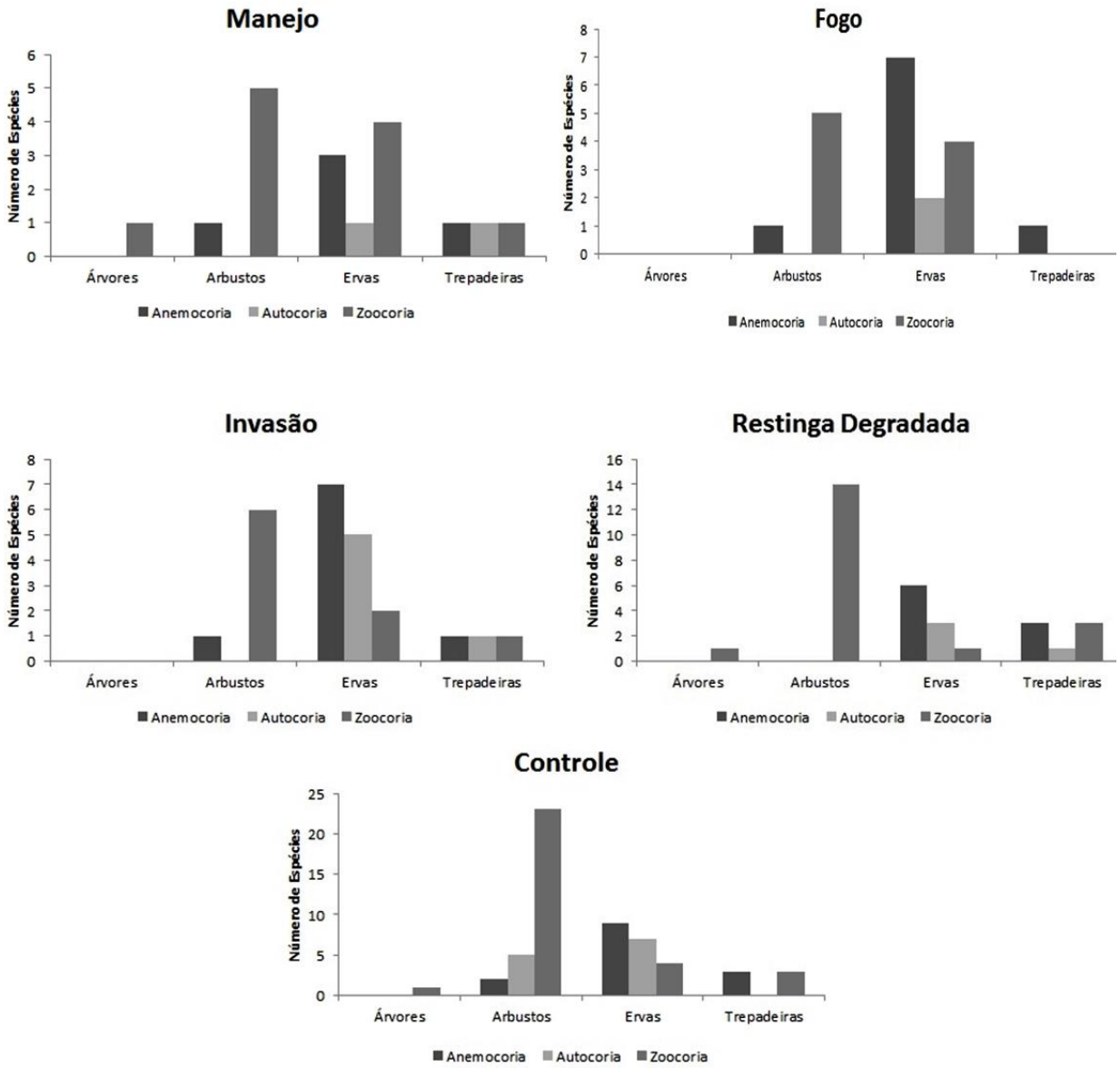

Figura 12 - Número de espécies dos hábitos entre as síndromes de dispersão nos cinco tratamentos estudados na Restinga da Massambaba, RJ.

Tabela 4- Número de espécies referentes a síndromes de dispersão entre as formas de vida.
Legenda: Am: síndrome de dispersão anemocórica; Au: síndrome de dispersão autocórica; Zoo: síndrome de dispersão zoocórica.

Hábito/Sítios	Manejo			Fogo			Invasão			Restinga Degradada			Controle		
	Am	Au	Zoo	Am	Au	Zoo	Am	Au	Zoo	Am	Au	Zoo	Am	Au	Zoo
Árvores	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Arbustos	1	0	5	1	0	5	1	0	6	0	0	14	2	5	23
Ervas	3	1	4	7	2	4	7	5	2	6	3	1	9	7	4
Trepadeiras	1	1	1	1	0	0	1	1	1	3	1	3	3	0	3

A ANOVA indicou maior riqueza de espécies no tratamento Controle em relação ao Manejo ($p < 0,001$), Fogo ($p < 0,001$), Invasão ($p < 0,001$) e Restinga Degradada ($p < 0,001$), entretanto não existe diferença entre o número de espécies entre Manejo e Fogo ($p= 0,27$), Manejo e Invasão ($p= 0,38$) e Fogo e Invasão ($p= 0,07$). Entre os tratamentos invadidos, o Restinga Degradada possui maior riqueza de espécies do que nos tratamentos Manejo ($p < 0,001$), Fogo ($p= 0,001$) e Invasão ($p=0,01$) (Figura 13).

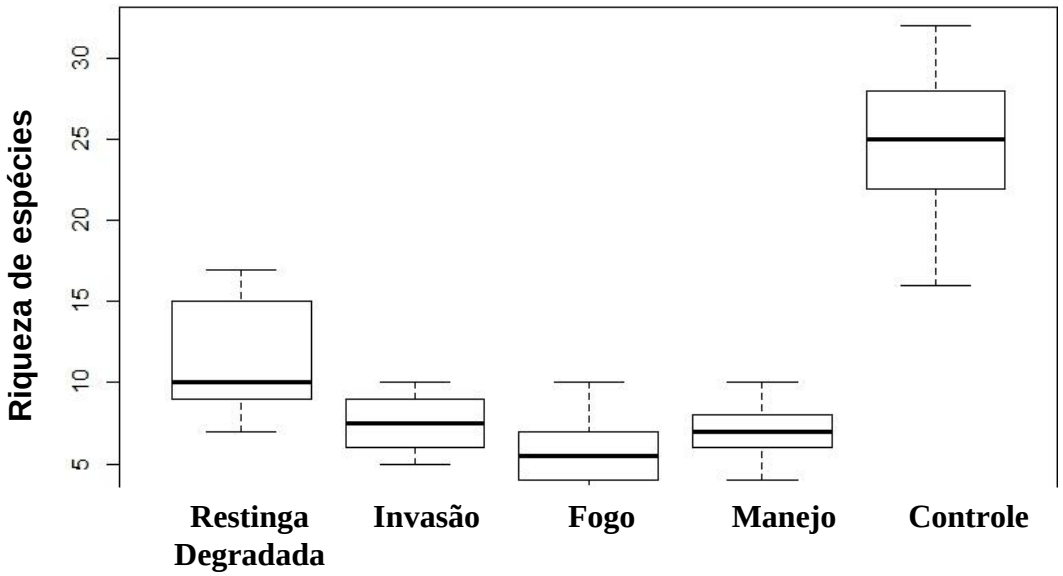

Figura 13- Comparação da riqueza de espécies entre os tratamentos estudadas na Restinga da Massambaba, RJ.

A baixa diversidade florística dos tratamentos de invasão esteve relacionada negativamente (n = 36, r^2 = 0,14, p < 0,05) com a alta densidade de *C. equisetifolia* (Figura 14).

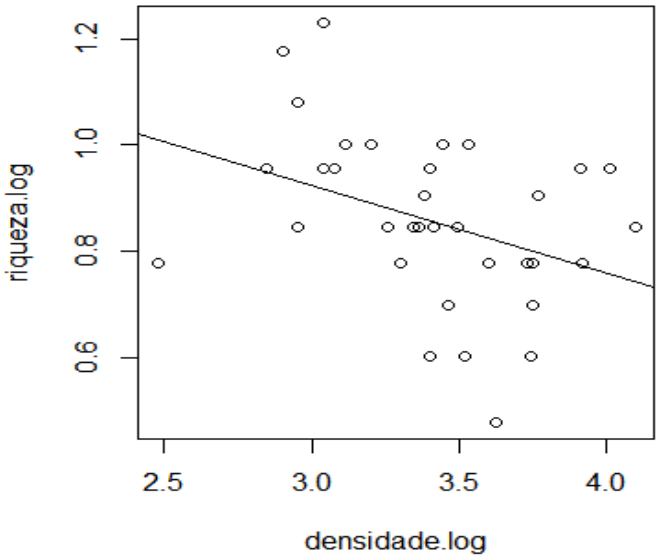

Figura 14 - Regressão linear simples entre a riqueza de espécies e a densidade de *Casuarina equisetifolia* nos quatro tratamentos de invasão na Restinga da Massambaba, RJ (n=36, r^2=0,14, p<0,05).

O Manejo obteve o menor número de espécies registradas entre os tratamentos invadidas com um total de 18 espécies, dentre estas seis são espécies nativas de restinga (Tabela 2). Há um aumento de H' nos tratamentos invadidas quando a *C. equisetifolia* foi excluída da análise (Tabela 2), mostrando a sua alta dominância nesses tratamentos.

Um total de 64 espécies foi encontrado no Controle (Tabela 5). Dentre estas espécies, 19 foram incluídas na análise fitossociológica, correspondendo a uma densidade de 2020 indivíduos.ha^{-1}, área basal de 7,81 $m^2.ha^{-1}$ e um índice de diversidade de Shannon de H'= 2,49. Entre as espécies registradas, um total de 54% pertence ao hábito arbustivo, representando o aspecto geral e característico da formação arbustiva de restinga.

Tabela 5 - Lista de espécies registradas em área preservada de formação arbustiva aberta não inundável (Controle) na Restinga da Massambaba, RJ (continua). Legenda: F - número de parcelas que a espécie foi registrada; FV - forma de vida, Ab - arbusto, Arv - árvore, E - erva, T - trepadeira. / - Falta de informação sobre dispersão.

Espécies	F	FV	Síndrome
Allagoptera arenaria (Gomes) Kuntze	10	Ab	Zoocoria
Anthurium maricense Nadruz & Mayo	8	E	Zoocoria
Anthurium harrisii (Graham) G.Don	2	E	Zoocoria
Blechnum serrulatum Rich.	3	E	Anemocoria
Byrsonima sericea DC.	10	Ab	Zoocoria
Cattleya intermedia Grah.	1	E	Anemocoria
Cereus fernambucensis Lem.	5	Ab	Zoocoria
Chamaecrista flexuosa (L.) Greene	5	E	Autocoria
Chamaecrista ramosa (Vogel) H. S. Irwin & R. C. Barneby	6	Ab	Autocoria
Chrysobalanus icaco L.	5	Ab	Zoocoria
Clusia fluminensis Planch. & Triana.	6	Ab	Zoocoria
Crotalaria vitellina Ker Gawl.	1	E	Autocoria
Croton splendidus Mart.	2	Ab	Autocoria
Cuphea flava Spreng.	8	E	Autocoria
Diodella apiculata (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete	3	E	Autocoria
Doliocarpus dentosus Mart	1	Ab	Autocoria
Epidendrum denticulatum Barb. Rodr.	6	E	Anemocoria
Erythroxylum ovalifolium Peyr.	5	Ab	Zoocoria
Eugenia astringens Cambess.	1	Ab	Zoocoria
Eugenia punicifolia (Kunth) DC.	4	Ab	Zoocoria
Eugenia selloi B.D.Jacks.	1	Ab	Zoocoria
Euphorbia bahiensis (Klotzsch & Garcke) Boiss.	1	E	Autocoria
Forsteronia leptocarpa (Hook. & Arn.) A.DC.	4	T	Anemocoria
Guapira obtusata (Jacq.) Little	1	Ab	Zoocoria
Guapira opposita (Vell.) Reitz	1	Ab	Zoocoria
Guettarda viburnoides Cham. & Schltdl.	3	Ab	Zoocoria
Marcetia taxifolia (A.St.-Hil.) DC.	3	Ab	Anemocoria
Maytenus obtusifolia Mart.	7	Ab	Zoocoria
Microstachys corniculata (Vahl) Griseb.	9	E	Autocoria
Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	1	Ab	Zoocoria
Myrcia ilheosensis Kiaersk.	1	Ab	Zoocoria
Myrcia ovata Cambess.	1	Ab	Zoocoria
Myrrhinium atropurpureum Schott	2	Ab	Zoocoria
Myrsine sp.	2	Ab	Zoocoria
Neomitranthes obscura (DC.) N.Silveira	5	Ab	Zoocoria
Neoregelia cruenta (Graham) L. B. Sm.	7	E	Anemocoria
Ocotea pulchella (Nees & Mart.) Mez	1	Ab	Zoocoria
Actinocephalus ramosus (Wikstrom.) Sano	2	E	Anemocoria
Passiflora mucronata Lam.	3	T	Zoocoria

Tabela 5- Lista de espécies registradas em área preservada de formação arbustiva aberta não inundável (Controle) na Restinga da Massambaba, RJ (conclusão). Legenda: F - número de parcelas que a espécie foi registrada; FV - forma de vida, Ab - arbusto, Arv - árvore, E - erva, T - trepadeira. / - Falta de informação sobre dispersão.

Espécies	F	FV	Síndrome
Paullinia weinmanniifolia Mart.	10	T	Zoocoria
Peixotoa hispidula A.Juss.	2	T	Anemocoria
Peplonia asteria (Vell.) Fontella & E.A.Schwarz	5	T	Anemocoria
Philodendron corcovadense Kunth	5	E	Zoocoria
Pilosocereus arrabidae (Lem.) Byles & G. D. Rowley	10	Ab	Zoocoria
Plicouratea luschnathiana Tiegh.	4	Ab	Zoocoria
Poaceae 3	8	E	Anemocoria
Pouteria caimito (Ruiz & Pav.) Radlk.	5	Ar	Zoocoria
Protium icicariba (DC.) Marchand	5	Ab	Zoocoria
Pteridium arachnoideum (Kaulf.) Maxon	1	E	Anemocoria
Senna pendula (Humb.& Bonpl.ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby	4	Ab	Autocoria
Senna sp.	1	Ab	Autocoria
Smilax rufescens Griseb.	7	T	Zoocoria
Stachytarpheta restingensis Moldenke	4	E	Autocoria
Stylosanthes guianensis (Aubl.) Sw.	7	E	Anemocoria
Tapirira guianensis Aubl.	3	Ab	Zoocoria
Theaceae 1	1	Ab	/
Tibouchina sp.	4	Ab	Anemocoria
Tillandsia stricta Sol.	3	E	Anemocoria
Vriesea neoglutinosa Mez	5	E	Zoocoria

O índice de Payandeh para a população de *C. equisetifolia* em todos os tratamentos de invasão caracterizou uma distribuição agregada (Tabela 2), apresentando um alto índice de agregação no Manejo (67,17) e o menor nível de agregação no tratamento Restinga Degradada.

4 **DISCUSSÃO**

A análise de NMDS demonstrou uma separação entre tratamentos invadidos e Controle. Entre os tratamentos invadidos com remoção de vegetação nativa a composição de espécies foi diferente do tratamento onde não houve remoção de vegetação nativa, com a presença de algumas espécies típicas de restinga, mas mesmo assim, a presença de *C. equisetifolia* impossibilitou que muitas das espécies encontradas no Controle ocorressem em outros tratamentos.

Os estudos realizados em diversas regiões do mundo, como Bahamas (Hardman *et al.* 2012), Japão (Hata *et al.* 2009) e Porto Rico (Parrotta 1993) encontraram baixa densidade e freqüência de espécies nativas em regiões dominadas por *C. equisetifolia*. O mesmo ocorreu nos tratamentos analisados na Restinga de Massambaba, onde as espécies nativas não conseguem, na sua maioria, se estabelecer nas áreas invadidas por *C. equisetifolia*, formando florestas monodominates e com baixíssima riqueza de espécies nativas de restinga.

A invasão de *C. equisetifolia* nas áreas degradadas alterou a composição florística da paisagem, bem como a presença de espécies que normalmente não são observadas em restingas preservadas, como representantes generalistas de Asteraceae e Poaceae, que estão entre as famílias com maior número de espécies ruderais (Stohlgren *et al*. 2011).Em seu habitat natural, *C. equisetifolia*, cresce associada a uma flora formada basicamente por ervas e gramíneas (Doran & Hall 1983). Nos tratamentos onde a vegetação nativa foi suprimida, o hábito herbáceo foi dominante, diferentemente do encontrado no tratamento Restinga Degradada, onde o hábito arbustivo foi dominante e similar ao Controle.

A queda das acículas de *C. equisetifolia* faz com que uma profunda e densa camada de serrapilheira seja formada sob a copa de cada árvore (Weber 2003). Esta característica, apesar de não mensurada neste estudo, também foi observada nos diferentes tratamentos existentes na Restinga de Massambaba. A correlação negativa entre acumulação de serrapilheira de espécies invasoras e a densidade e diversidade de espécies nativas vem sendo relatado por diferentes autores (Batish *et al.* 2001; Yirdaw & Leinonen 2002; Becerra *et al*. 2004; Chen *et al*. 2004; Rotundo & Aguiar 2005; Hartman & McCarthy 2007; Raniello *et al*. 2007; Navarro-Cano 2008; Williams & Wardle 2008; Hata *et al*. 2009). Hata *et al.* (2010) também verificaram que a baixa taxa de germinação e o crescimento de plântulas de *Schima*

mertensiana Koidz, uma espécie arbórea dominante em ilhas oceânicas no Japão, está relacionada com o acúmulo de serrapilheira. Em outro estudo, Hata *et al.* (2012) verificaram que *Rhaphiolepis wrightiana* Maxim., um arbusto dominante em áreas próximas a invasão de *C. equisetifolia*, consegue germinar em áreas dominadas pela invasora, e que os possíveis efeitos alelopáticos são espécie-específicos. Desta forma, este fato possibilita pressupor que algumas espécies de restinga apresentem estas características e por isso consigam colonizar as áreas invadidas e dominadas por *C. equisetifoia*.

Espécies arbustivas amostradas na vegetação preservada da Restinga de Massambaba não ocorreram nos tratamentos dominados por *C. equisetifolia*, com exceção de *Schinus terebinthifolius,* indicando que a chegada de sementes e o estabelecimento de plântulas nestes ambientes devem estar sendo limitadas pelo aspecto físico (camada de acícula, sombreamento) e químico (alelopatia). Provavelmente as densas populações de *C. equisetifolia* funcionam como um filtro biológico, onde apenas algumas poucas espécies nativas que ultrapassem esse filtro conseguem sucesso reprodutivo, tais como *Schinus terebinthifolius*. Esta espécie nativa possui tolerância à sombra (Ewel 1986), a seca (Nilsen & Muller 1980) e a alta salinidade (Ewe *et al*. 2007). Outro exemplo é *Pilosocereus arrabidae* que apresenta fotoblastismo positivo vantajoso para suas pequenas sementes, pois evita que elas germinem em grande profundidade e tenham suas pequenas reservas consumidas antes de alcançarem a superfície do solo (Ramírez-Padilla & Valverde 2005), fazendo com que possivelmente a barreira física imposta pela camada de serrapilheira não seja um fator crucial que impeça sua germinação, e mesmo na menor disponibilidade de luz ofertada. Martins (2007) também verificou que plântulas de *P. arrabidae* demandam um ano para se tornar uma planta jovem, adentrando assim a estação seca de Arraial do Cabo (RJ).

Hata *et al.* (2012) atribuem a falta de agentes dispersores, como um dos fatores que explicam a baixa densidade de espécies nativas em áreas invadidas. A distância entre o Controle e os tratamentos sob invasão não são significativas, podendo à ausência de espécies nativas ser atribuída a barreira física formada pela extensa e espessa camada de serrapilheira observada no local, além do possível sombreamento ocasionado pela copa da *C. equisetifolia*.

O predomínio de determinado mecanismo de dispersão é um forte indicador de que as pressões ocasionadas pelos agentes dispersores e/ou pelas condições

físicas do ambiente tenham afetado na ocorrência das espécies (Howe & Smallwood 1982). Devido a fatores como o fogo e o corte raso era de se esperar que os modos de dispersão fossem diferentes (i.e. Frankie *et al.* 1974; Wikander 1984). Assim, o maior número de espécies arbustivas zoocóricas no tratamento Restinga Degradada deve-se a presença exclusiva de espécies típicas de restinga, como *Allagoptera arenaria*, *Chrysobalanus icaco*, *Erythroxylum ovalifolium*, *Maytenus obtusifolia* e *Plicouratea luschnathiana*, respondendo aos mesmos fatores do Controle, onde espécies arbustivas zoocóricas são predominantes. Este tipo de dispersão representa um fator muito importante para a regeneração da flora de restinga (Castiglioni *et al*. 1995; Gomes 2006).

A dispersão anemocórica é importante em áreas abertas, onde ventos são constantes e o transporte dos propágulos é facilitado (Marques 2002). Espécies herbáceas anemocóricas colonizam áreas que sofreram ação do fogo, devido à remoção da cobertura vegetal (Osem *et* al. 2009). A maior porcentagem de espécies herbáceas anemocóricas no Fogo coincide com os resultados obtidos em áreas invadidas por *Pinus* recém-atingidas pelo fogo (Schiller 1979). No Manejo a dispersão anemocórica não está bem representada em número de espécies, devido à alta dominância de *C. equisetifolia*, que provavelmente dificulta a dispersão de muitas espécies. A autocoria é uma forma de dispersão frequente em locais áridos ou com limitações ambientais (Van der Pijl 1982), estando bem representada no tratamento Invasão.

O índice de Shannon variou de 2.49 no Controle para 0,23 no Manejo, demonstrou que a alta dominância de *C. equisetifolia* causa redução da riqueza, diversidade e densidade de espécies nativas. Esse fato pode estar associado à lenta regeneração das espécies de restinga devido aos diversos fatores abióticos que limitam o seu estabelecimento e crescimento, como alta salinidade, dessecação, escassez de nutrientes, altas temperaturas do solo e exposição a fortes ventos (Sá 2002; Scarano 2002). Com isso é necessária a presença de espécies que facilitem sua colonização, como *Allagoptera arenaria*, bromélias terrícolas, *Erythroxylum ovalifolium* e *Myrsine parvifolia* (Hay *et al*. 1981; Fialho & Furtado 1993; Scarano 2002), indo de encontro com o rápido estabelecimento e colonização da *C. equisetifolia* em ambientes estressantes como as restingas (Parrotta 1993).

Os fatores abióticos que limitam o estabelecimento de plantas em restinga podem ser a causa principal para o sucesso de *C. equisetifolia* em colonizar rapidamente os tratamentos onde houve remoção total de vegetação nativa. Aliada ao fato de que as comunidades de vegetação invadidas geralmente diminuem drasticamente a riqueza e a abundância de suas espécies nativas (Zavaleta & Hulvey 2004).

Nestes locais o solo ficou exposto após a supressão, o que facilitou a invasão. *Casuarina equisetifolia* caracteriza-se pela grande capacidade reprodutiva (Wheeler *et al*. 2011) e facilidade de colonizar áreas pobres em nutrientes e recém perturbados (Torrey 1978). Esta capacidade de colonização da *C. equisetifolia* é potencializado por ser uma espécie fixadora de nitrogênio do solo, em função da simbiose com a bactéria filamentosa do gênero *Frankia* (Yantasath *et al.* 1985; Elumalai & Raaman 2009). Neste trabalho estas colônias de bactérias também foram encontradas associadas às raízes de *C. equisetifolia*, nos diferentes tratamentos na Restinga da Massambaba (Figura 15).

Figura 15 – Colônia de bactéria filamentosa do gênero *Frankia* na Restinga da Massambaba, RJ.

A maior densidade de *C. equisetifolia* encontrada no Manejo pode estar associada ao fato dessa espécie possuir intolerância a sombra (Parrotta 1993). Nos outros tratamentos é possível que as plântulas tenham sido suprimidas pelo sombreamento causado pelos indivíduos maiores, que reduzem a penetração de luz nos estratos inferiores da floresta monodominante. Já nas áreas onde ocorreu corte raso, formando-se mais áreas abertas, possibilitaram o estabelecimento de mais indivíduos, já que possivelmente muitos ramos com cones de indivíduos mortos foram deixados no substrato. Este fato já foi descrito por Costa (2008) que constatou que as sementes liberadas a partir de cones deixados pelas árvores cortadas de *C. equisetifolia* apresentavam plena viabilidade germinativa, sendo capazes de superar a capacidade dos indivíduos que maturam normalmente nos indivíduos vivos. Outro fator que corrobora essa hipótese foi o fato de que no tratamento Fogo terem sido registrado o maior número de indivíduos no estágio de plântula, já que, ao queimar os indivíduos adultos de *C. equisetifolia* houve uma maior penetração de luz, tendo como consequência o aumento do número de indivíduos recrutados via semente.

Mesmo em áreas com baixos índices de distúrbios, invasões acontecem se a pressão de propágulo for alta (Von Holle & Simberloff 2005), como é o caso de *C. equisetifolia* em que cada cone produz em média 45 sementes (Costa 2008) capazes de serem dispersas a grandes distâncias. Porém não foram encontradas plântulas de *C. equisetifolia* no tratamento Restinga Degradada, onde há um maior número de espécies nativas de restinga e os indivíduos arbóreos estão dispersos. Este fato pode ser atribuído a provável competição entre *C. equisetifolia* com as espécies nativas de restinga, reforçando a necessidade de conservar áreas de restinga, mesmo com histórico de degradação e estágios de sucessão distintos.

Padrões espaciais de distribuição são determinados pela interação de diferentes fatores, como a dispersão de sementes produzidas pela planta-mãe, a influência do vento na chuva de sementes, a abundância e a atividade da fauna que atuam como agentes dispersores, a ocorrência de dispersão secundária, a abundância e o comportamento de herbívoros e predadores de sementes e a distribuição de locais propícios à germinação (Hutchings 1986). Para espécies anemocóricas, seria esperada um padrão de distribuição espacial dos indivíduos ao acaso, uma vez que não há deposição proposital de diásporos em microsítios (Ricklefs & Miller 2000). *Casuarina equisetifolia* mostrou um padrão de distribuição

agregado, indicando a tendência da espécie em formar grupos de indivíduos, fomentando a capacidade de colonizar áreas específicas, ou os chamados sítios seguros, que são locais que reúnem inúmeras condições necessárias ao seu recrutamento (Osem *et al*. 2011). Manning *et al*. (2004, 2005) definiram que as áreas seguras para a colonização de espécies invasoras de *Betulla* spp. eram regiões degradadas, assim como ocorre com *C. equisetifolia*, visto que ela se agrega em áreas onde a vegetação nativa de restinga foi suprimida ou modificada por outras ações antrópicas. Crawley (1986) sugere que plantas com crescimento clonal, como é observado em *C. equisetifolia*, a construção modular é geralmente agregada, já que a propagação é vegetativa.

Ainda que considerada as espécies ruderais nos tratamentos invadidos por *C. equisetifolia*, há correlação negativa entre a abundância da *C. equisetifolia* e a diversidade de ruderais. Estes resultados validam a percepção generalizada de que a invasão de *C. equisetifolia* é prejudicial para a diversidade, especialmente por homogeneizar a flora na paisagem (Hata *et al.* 2009; Hardman *et al.* 2012). As correlações negativas entre a densidade de invasoras e a riqueza de nativas também foram constatadas em diferentes continentes e para outras espécies invasoras, como *Acacia sophorae* R. Br. (Costello *et al*. 2000), *Cytisus scoparius* (L.) Link (Prévosto *et al.* 2006), *Imperiata cylindrica* (Brewer 2008) e *Lantana camara* L. (Gooden *et al*. 2009).

A alta capacidade de produção de frutos, com presença de diminutas sementes (2 mm), dispersão anemocórica, rápido crescimento, acúmulo de grande quantidade de serrapilheira proveniente da queda de seus ramos foliares e fase juvenil curta fazem com que *C. equisetifolia* possua um alto potencial invasor (Rejmánek & Richardson 1996; Rejmánek 2011). Os diversos fatores abióticos que limitam o estabelecimento de espécies vegetais em tratamentos de restinga como: salinidade, dessecação, exposição ao sol, escassez de nutrientes e ressecamento das partes aéreas (Scarano 2002), não impedem a contaminação biológica por *C. equisetifolia*, onde encontra condições favoráveis para sua colonização e desenvolvimento.

5 **CONCLUSÃO**

A alta dominância e densidade de *C. equisetifolia* nos tratamentos invadidos diferem entre si mesmo com a proximidade entre essas áreas. Porém a composição florística nos tratamentos em que houve supressão da vegetação nativa é similar entre si.

A alta densidade de *C.equisetifolia* encontrada no tratamento Manejo indica que o modo de controle por corte raso é uma técnica ineficiente para erradicar a espécie.

Foi constatada a afinidade da espécie invasora com áreas abertas, devido ao maior número de indivíduos regenerantes no tratamento Fogo.

Mesmo no tratamento onde não houve total remoção de vegetação nativa (i.e. Restinga Degradada), a pressão de propágulo faz com que a espécie invasora possa expandir sua população, levando risco também às áreas de restinga próximas as florestas monodomiantes de *C. equisetifolia*.

Nos tratamentos Fogo e Invasão, as espécies herbáceas anemocóricas tiveram maior sucesso na regeneração do sub-bosque, enquanto que nos tratamentos de Manejo e Restinga Degradada as espécies arbustivas e com dispersão zoocórica foram as mais representativas.

Ocorre uma relação de declínio na riqueza de espécies conforme a densidade de *C. equisetifolia* aumenta, mesmo levando em consideração as espécies que não são típicas de restinga, indicando a homogeneização dessas áreas.

REFERÊNCIAS

APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society 161**: 105-121.

ARAUJO, D. S. D. 1989. Preservation of “restinga” ecosystems, pp. 89-98. In: M. R. C. Figueiredo; N. L. Chao & W. Kirby-Smith (Eds.). **Proceedings of the International Symposium on Utilization of Coastal Ecosystems: Planning, Pollution and Productivity**. Ed. Fundação Universidade do Rio Grande – Duke University Marine Laboratory.

ARAUJO, D. S. D. 2000. **Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro.** Tese de Doutorado. PPG-Ecologia/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ARAUJO, D. S. D.; PEIXOTO, A. L. 1977. Renovação da comunidade vegetal de restinga após uma queimada, pp. 1-17. In: **Anais do XXVI Congresso nacional de Botânica**. Rio de Janeiro. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.

ARAUJO, D. S. D.; SÁ, C. F. C.; FONTELLA-PEREIRA, J.; GARCIA, D. S.; FERREIRA, M. V.; PAIXÃO, R. J.; SCHNEIDER, S. M.; FONSECA-KRUEL, V. S. 2009. Tratamento de proteção ambiental de Massambaba, rio de janeiro: caracterização fitofisionômica e florística. **Rodriguésia 60**: 67-96.

BARBIERE, E. B. 1984. Cabo Frio e Iguaba Grande, dois microclimas distintos a um curto intervalo espacial, 3-13. In: LACERDA, L. D.; ARAUJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. (orgs.). **Restingas**: Origem, Estrutura, Processos. CEUFF, Niterói.

BATISH, D. R.; SINGH, H. P.; & KOHLI, R. K. 2001. Vegetation exclusion under *Casuarina equisetifolia* L.: does allelopathy play a role? **Community Ecology 2**: 93-100.

BECERRA, P. I.; CELIS-DIEZ, J. L.; BUSTAMENTE, R. O. 2004. Effects of leaf litter and precipitation on germination and seedling survival in *Beilschmiedia miersii*. **Applied Vegetation Science 7**: 253–257

BIDEGAIN, P. & BIZERRIL, C. 2002. **Lagoa de Araruama: perfil ambiental do maior ecossistema lagunas hipersalino do mundo**. Semads, Rio de Janeiro.

BIDEGAIN, P. 2002. **Lagoas do Norte Fluminense - perfil ambiental.** Fundação Superintendência de Rios e Lagoas (SERLA), Rio de Janeiro.

BOHRER, C. B. A.; DANTAS, H. G. R.; CRONEMBERGER, F. M.; VICENS, R. S.; ANDRADES, R. S. 2009. Mapeamento da vegetação e do uso do solo no Centro de Diversidade Vegetal de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia 60**: 1-23.

BREWER, S. 2008. Declines in plant species richness and endemic plant species in longleaf pine savannas invaded by *Imperata cylindrica*. **Biological Invasions 10**: 1257-1264.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H.; VONENDE, C. N. 1998. **Field & Laboratory Methods for General Ecology.** 4 ed., McGraw-Hill, Boston.

CASSEY, P.; BLACKBURN, T. M.; DUNCAN, R. P. & CHOWN, S. L. 2005. Concerning invasive species: reply to Brown and Sax. **Austral Ecology 30**: 475-480.

CASTIGLIONI, G. D. A.; CUNHA, L. S. T. & GONZAGA, L. P. 1995. *Ramphocelus bresilius* como dispersor das sementes de plantas da restinga de Barra de Maricá, Estado do Rio de Janeiro (Passeriformes: Emberizidae). **Ararajuba 3**: 94-99.

CHEN, Z. Y.; LI, B.; ZHONG, Y.; CHENG, J. K. 2004. Local competitive effects of introduced *Spartina alterniflora* on Scirpus mariqueter at Dongtan of Chongming Island, the Yangtze River estuary and their potential ecological consequences. **Hydrobiologia 528**: 99-106.

COSTA, J. N. M. N.; DURIGAN, G. 2010. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): invasora ou ruderal? **Revista Árvore 34**: 825-833.

COSTA, R. A. P. 2008. **Viabilidade de sementes em cones maduros e imaturos de *Casuarina equisetifolia* L. (Casuarinaceae)**. Trabalho de conclusão de curso, FERLAGOS, Cabo Frio.

COSTELLO, D. A; LUNT, I. D; WILLIAMS, J. E. 2000. Effects of invasion by the indigenous shrub Acacia sophorae on plant composition of coastal grasslands in south-eastern Australia. **Biological Conservation 96**: 113-121.

CRAWLEY, M. J. 1986. **Plant Ecology**. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

D'ANTONIO, C. M. & VITOUSEK, P. M. 1992. Biological invasions by nonindigenous grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics 23**: 63-87.

DEHNEN-SCHMUTZ, K.; TOUZA, J.; PERRINGS, C.; WILLIAMSON, M. 2007. A century of the ornamental plant trade and its impact on invasion success. **Diversity and Distributions 13**: 527-534.

DORAN, J. & HALL, N.1983. Notes on fifteen Australian casuarina spercies, 19-52. In: MIDGLEY, S. J.; TURNBULL, R. D.; JOHNSTON, R. D. (eds.). ***Casuarina* ecology, management and utilization: Proceedings of a workshop.** Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Canberra, Melbourbe.

DUNLEY, B. S. 2006. **Biologia reprodutiva de *Byrsonima sericea* (Malpighiaceae) em fragmentos de diferentes tamanhos na Restinga de Massambaba, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro.** Dissertação de Mestrado. JBRJ/Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro.

EHRENFELD, J. G. 2010. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 41**: 59-80

ELFERS, S.C. 1988. Element Stewardship Abstract for *Casuarina equisetifolia* – Australian Pine. **The Nature Conservancy**, Virginia.

ESPÍNDOLA, M. B.; BECHARA, F. C.; BAZZO, M. S.; REIS, A. 2005. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas 18**: 27-38.

ELUMALAI, S.; RAAMAN, N. 2009. In vitro synthesis of *Frankia* and mycorrhiza with *Casuarina equisetifolia* and ultrastructure of root system**. Indian Journal of Experimental Biology 47**: 289-297.

EWE, S. M. L.; STERNBERG, L. S. L.; CHILDERS, D. L.; 2007. Seasonal plant water uptake patterns in the saline southeast Everglades ecotone. **Oecologia 152**: 607-616.

EWEL, J. J.1986. Invasibility: lessons from south Florida, pp. 214-230. In: MOONEY, H. & Drake, J. (eds.). **Ecology of biological invasions of North America and Hawaii**. Springer, New York.

FIALHO, R. F. & FURTADO, A. L. S. 1993. Germination of *Erythroxylum ovalifolium* (Erythroxylaceae) seeds within the terrestrial bromeliad *Neoregelia cruenta*. **Biotropica 25**: 359-362.

FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G.; OPLER, P. A. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology 62**: 881-913.

GARDENER, M. R.; ATKINSON, R.; RENTERÍA, J. L. 2010. Eradications and People: Lessons from the Plant Eradication Program in Galapagos. **Restoration Ecology 18**: 20-29.

GOODEN, B.; FRENCH, K.; TURNER, P. J.; DOWNEY, P. O. 2009. Impact threshold for an alien plant invader, *lantana camara* l., on native plant communities. **Biological Conservation 142**: 2631-2641.

GOMES, V.S.M. 2006. **Variação espacial e dieta de aves terrestres na restinga de Jurubatiba, RJ**. Tese de Doutorado. PPG-Ecologia/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

HAMMERTON, J. 2001. Casuarinas in the Bahamas: a clear and present danger. **Bahamas Journal of Science 9**: 2-14.

HARDMAN, C. J.; WILLIAMS, S.; MANCO, B. N.; HAMILTON, M. A. 2012. Predicting the potential threat of *Casuarina equisetifolia* to three endemic plant species on the Turks and Caicos Islands. **Oryx 46**: 1-9.

HARTMAN, K.M.; MCCARTHY, B.C. 2007. A dendroecological study of forest overstory productivity following the invasion of a nonindigenous shrub, Amur honeysuckle (*Lonicera maackii*). **Applied Vegetation Science 10**: 3-14.

HATA, K.; KATO, H.; KACHI, N. 2009. Community structure of saplings of native woody species under forests dominated by alien woody species, *Casuarina equisetifolia*, in Chichijima Island. **Ogasawara Research 34**: 33-50.

HATA, K.; KATO, H.; KACHI, N. 2010. Litter of an alien tree, *Casuarina equisetifolia*, inhibits seed germination and initial growth of a native tree on the Ogasawara Islands (subtropical oceanic islands). **Journal of Forest Research 15**: 384-390.

HATA, K.; KATO, H.; KACHI, N. 2012. Seedlings of a native shrub can establish under forests dominated by an alien tree, *Casuarina equisetifolia*, on subtropical oceanic islands. **Journal of Forest Research 17**: 208–212.

HAY, J. D.; LACERDA, L. D.; TAN, A. L. 1981. Soil cation increase in a tropical sand dune ecosystem due to a terrestrial bromeliad. **Ecology 62**: 1392-1395.

HOLZER, W.; ALCÂNTARA, V. 2008. Paisagem vernacular: aldeamentos salineiros. **Revista Poiésis 12**: 89-100.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics 13**: 201-228.

HUTCHINGS, M. J. 1986. The structure of plant population, pp. 97-136. In: Crawley, M. J. (ed.). **Plant Ecology**. Blackwell Scientific Publ., Oxford.

IUCN.1994. **Guidelines for Protected Areas Management Categories.** IUCN, Cambridge and Gland.

KNEIP, L. M. 1987. Sambaquis na pré-história do Brasil. **Ciência Hoje 6**: 50-54.

KONDAS, S. 1983. *Casuarina equisetifolia* - a multipurpose tree cashcrop in India, pp. 66-67. In: Midgley SJ, Turnbull YW, Johnson RD (eds). **Casuarina: Ecology, Management and Utilization**. CSIRO, Australia.

KONDAS, S.; JAMBULINGAM, R.; DASTHAGIR, M. G.; VINAYA RAI, R. S. 1985 . Studies in *Casuarina equisetifolia* (L.) Forst. **Indian Journal of Forestry 8**: 262-264.

KOWARIK, I. 2003. Human Agency in Biological Invasions: Secondary Releases Foster Naturalizations and Population Expansion of Alien Plant Species. **Biological Invasion 5**: 293-318.

LACERDA, L.D., ARAUJO, D.S.D. & MACIEL, N.C. 1993. Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast, pp. 477-493. In: Van der Maarel, E. (ed.). **Dry coastal-ecosystems: Africa, Asia, Oceania.** Elsevier, Amsterdam.

LUGO, A. E. 1988. Estimating reductions in the diversity of tropical forest species, pp. 58-70. In: Wilson, E. O. (ed.). **Biodiversity.** National Academy Press, Washington.

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

MACK, R. N. 2003. Plant Naturalizations and Invasions in the Eastern United States: 1634-1860. **Annals of the Missouri Botanical Garden 90**: 77-90

MANNING, P.; PUTWAIN, P.D.; WEBB, N.R. 2004. Identifying and modeling the determinants of woody plant invasion of lowland heath. **Journal of Ecology 92**: 868-881

MANNING, P.; PUTWAIN, P.D.; WEBB, N.R. 2005. Formulating a general statistical model for *Betula* spp. invasion of lowland heath ecosystems. **Journal of Applied Ecology 42**: 1031-1041

MARQUES, M. C. M. 2002. **Dinâmica da dispersão de sementes e regeneração de plantas da planície litorânea da Ilha do Mel, PR**. Tese de doutorado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

MARTINS, L. S. T. 2007. **Germinação de sementes de *Pilosocereus arrabidae* (Lem.) Byl. & Row (Cactaceae) de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro.** Dissertação de Mestrado. JBRJ/Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro.

MORO, M. F.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; QUEIROZ, L. P.; FRAGA, C. N.; RODAL, M. J. N.; ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. 2012. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica 26**: 991-999.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1984. **Casuarinas: nitrogen fixing trees for adverse sites.** Washington, DC: National Academy Press.

NAVARRO-CANO, J.A. 2008. Effect of grass litter on seedling recruitment of the critically endangered *Cistus heterophyllus* in Spain. **Flora 203**: 663-668

NILSEN, E. T.; MULLER, W. H. 1980. A comparison of the relative naturalizing ability of two *Schinus* species (Anacardiaceae) in southern California. **Bulletin of the Torrey Botanical Club 107**: 232-237.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; WAGNER, H. 2012. **Vegan: Community Ecology Package.** R package version 2.0-4. http://CRAN.R-project.org/package=vegan.

OSEM, Y.; ZANGY, E.; BNEY-MOSHE, E.; MOSHE, Y.; KARNI, N.; NISAN, Y. 2009. The potential of transforming simple structured pine plantations into mixed

Mediterranean forests through natural regeneration along a rainfall gradient. **Forest Ecology and Management 259**: 14-23.

OSEM, Y.; LAVI, A.; ROSENFELD, A. 2011. Colonization of *Pinus halepensis* in Mediterranean habitats: consequences of afforestation, grazing and fire. **Biological Invasions 13**: 485-498.

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

PARROTTA, J. A. 1993. ***Casuarina equisetifolia* L. ex J.R. & G. Forst. Casuarina, Australian pine.** New Orleans, LA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. Río Piedras, Puerto Rico.

PAYANDEH, B. 1970. Comparison of methods for assessing spatial distribution of trees. **Forest Science 16**: 312–317.

PERRINGS, C. 2000. **The Economics of Biodiversity Conservation in Sub-Saharan Africa**. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.

POWELL, K. I.; CHASE, J. M.; KNIGHT, T. M. 2011. A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. **American Journal of Botany 98**: 539-548.

PRÉVOSTO, B.; DAMBRINE, E.; COQUILLARD, P.; ROBERT, A. 2006. Broom (Cytisus scoparius) colonization after grazing abandonment in the French Massif Central: impact on vegetation composition and resource availability. **Acta Oecologica 30**: 258-268.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M.; WEBSTER, G.L.; WILLIAMSON, M.; KIRSCHNER, J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. **Taxon 53**: 131-143.

R CORE TEAM. 2012. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org/.

RANGEL, E. S.; NASCIMENTO, M. T. 2011. Ocorrência de *Calotropis procera* (Ait.) R. Br. (Apocynaceae) como espécie invasora de restinga. **Acta Botanica Brasilica 25**: 657-663.

RAMÍREZ-PADILLA, C.A.; VALVERDE, T. 2005. Germination responses of three congeneric cactus species (*Neobuxbaumia*) with differing degrees of rarity. **Journal of Arid Environments 61:** 333-343.

RANIELLO, R.; MOLLO, E.; LORENTI, M.; GAVAGNIN, M.; BUIA, M.C. 2007. Phytotoxic activity of caulerpenyne from the Mediterranean invasive variety of *Caulerpa racemosa*: a potential allelochemical. **Biological Invasions 9**: 361–368.

REJMÁNEK, M. 2011. Invasiveness, pp., 379-385. In*:* SIMBERLOFF, D. & REJMÁNEK, M. (eds.). **Encyclopedia of biological invasions**. University of California Press, Berkeley and Los Angeles.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology 77**: 1655-1661.

RICKLEFS, R.E.; G, MILLER. 2000. **Ecology**. 4. ED. Freeman, New York.

ROTUNDO, J.L.; AGUIAR, M.R. 2005. Litter effects on plant regeneration in arid lands: a complex balance between seed retention, longevity and soil–seed-contact. **Journal of Ecology 93**: 829–838.

SÁ, C.F.C. 1996. Regeneração em uma área de floresta de Restinga na reserva ecológica estadual de Jacarepiá, Saquarema, estado do Rio de Janeiro: estrato herbáceo. **Arquivos do jardim botânico do Rio de Janeiro 34**: 177-192

SÁ, C. F. C. 2002. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II - Estrato arbustivo. **Rodriguésia 82**: 5-24.

SCARANO, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. **Annals of Botany 90**: 517-524.

SCHILLER, G. 1979. **Factors involved in natural regeneration of Aleppo pine**. PhD thesis. Tel Aviv University, Tel-Aviv.

SWAB, R. M.; ZHANG, L.; MITSCH, W. J. 2008. Effect of hydrologic Restoration and *lonicera maackii* removal on Herbaceous understory vegetation in a bottomland Hardwood forest. **Restoration Ecology 16**: 453-463.

SHEA, K.; CHESSON, P. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution 17**: 170-176.

SIMBERLOFF, D.; PARKER, I. M.; Windle, P. N. 2005. Introduced species policy, management, and future research needs. **Frontiers in Ecology and the Environment 3**: 12-20.

STINSON, K. A.; CAMPBELL, S. A.; POWELL, J. R.; WOLFE, B. E.; CALLAWAY, R. M. 2006. Invasive Plant Suppresses the Growth of Native Tree Seedlings by Disrupting Belowground Mutualisms. **PLoS Biology 4**: 727-731

STOHLGREN, T. J.; PYSEK, P.; KARTESZ, J.; NISHINO, M.; PAUCHARD, A.; WINTER, M.; PINO, J.; RICHARDSON, D. M.; WILSON J. R. U.; MURRAY, B. R.; PHILLIPS, M. L.; MING-YANG, L.; CELESTI-GRAPOW, L.; FONT, X. 2011. Widespread plant species: natives versus aliens in our changing world. **Biological Invasions 13**: 1931–1944.

SUGUIO, K.; TESSLER, M.G. 1984. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura, pp. 15-25. In: LACERDA, L.D.; ARAUJO, D.S.D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. (eds.). **Restingas: Origem, Estrutura, Processos**. CEUFF, Niterói.

THE PLANT LIST. 2010. **Version 1. Published on the Internet. <**http://www.theplantlist.org>. Acesso em: 12 de dezembro de 2012.

TORREY, J. G. 1978. Nitrogen fixation by actinomycete nodulation angiosperms. **Bioscience 28**: 586–592.

ULE, E. 1901. Die vegetation von Cabo Frio an der Küste von Brasilien. **Botanische Jahrbucher 28**: 511-528.

VAN DER PIJL, L. 1982. **Principles of Dispersal in Higher Plants.** 3ª ed.,Springer-Verlag, New York.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science 277**: 494-499.

VON HOLLE, B. SIMBERLOFF, D. 2005. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. **Ecology 86**: 3212-3218.

WALTHER, G. R; POST, E.; CONVEY, P.; MENZEL, A.; PARMESAN, C.; BEEBEE, T. J. C.; FROMENTIN, J. M.; HOEGH-GULDBERG, O.; BAIRLEIN, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. **Nature 416**: 389–395

WEBER, E. 2003. **Invasive Plant Species of the World**: A Reference Guide to Environmental Weeds. CABI publishing, Wallingford, UK.

WHEELER, G. S.; TAYLOR, G. S.; GASKIN, J. F.; PURCELL, M. F. 2011. Ecology and Management of Sheok (*Casuarina* spp.) an Invader Coastal Florida, U.S.A. **Journal of Coastal Research 27**: 485-492.

WIKANDER, T. 1984. Mecanismos de dispersión de diasporos de una selva decidua en Venezuela. **Biotropica 16:** 276-283.

WILLIAMS, M. C.; WARDLE, G. M. 2008. Pine and eucalypt litterfall in a pine-invaded eucalypt woodland: the role of fire and canopy cover. **Forest Ecology and Management 3**: 1-10.

WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. 2001. **Especies exóticas invasoras: Una guía sobre las mejores prácticas de prevención y gestión**. CAB Internacional, Wallingford, Oxon.

WUNDERLE Jr, J. M.1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management 99**: 223-235

YADAV, J. S. P.; BANERJEE, S. P.; BANDOLA, K. C. 1977. Soil characteristics of coastal alluvium supporting *Casuarina equisetifolia* in Maharashtra and Gujarat. **Fertilizer Technology 14**: 208-213.

YANTASATH, K.; SUPATANAKUL, W.; UNGVICHIAN, I. 1985. Species trials of NFT. Nitrogen Fixing Tree. **Research Reports 3**: 48-49.

YIRDAW, E.; LEINONEN, K. 2002. Seed germination responses of four afromontane tree species to red/far-red ratio and temperature. **Forest Ecology and Management 168**: 53–61.

ZAMITH, L. R. 2007. **Restauração da vegetação de restinga: da prática à teoria**. Tese de Doutorado. PPG-Ecologia/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ZAVALETA, E. S.; HULVEY, K. B. 2004. Realistic Species Losses is proportionately Reduce Grassland Resistance to Biological Invaders. **Science 12**: 1175-1177

ZILLER, S. R. 2001. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Revista Ciência Hoje 20**: 77-79.

ZILLER, S. R.; GALVÃO, F. 2002. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *Pinus taeda***. Floresta 32**: 42-47.