



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

Rodrigo Zucaratto

**Estrangeira no paraíso: estágio de invasão e contribuições para o manejo de
uma palmeira exótica em uma ilha na Floresta Atlântica**

Rio de Janeiro

2019

Rodrigo Zucaratto

**Estrangeira no paraíso: estágio de invasão e contribuições para o manejo de uma
palmeira exótica em uma ilha na Floresta Atlântica**



Orientadora: Prof.^a Dra. Helena de Godoy Bergallo

Coorientadora: Prof.^a Dra. Alexandra Dos Santos Pires

Rio de Janeiro

2019

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

Z94 Zucaratto, Rodrigo.
Estrangeira no paraíso: estágio de invasão e contribuições para o manejo de uma palmeira exótica em uma ilha na Floresta Atlântica / Rodrigo Zucaratto. – 2019.
80f. : il.

Orientadora: Helena de Godoy Bergallo.
Coorientadora: Alexandra dos Santos Pires.
Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Palmeira - Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses 2. Plantas exóticas - Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses 3. Ecossistemas - Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses. 3. Impacto ambiental - Avaliação - Teses. I. Bergallo, Helena de Godoy. II. Pires, Alexandra dos Santos. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 582.545(815.3)

Rosalina Barros CRB-7 / 4204 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica.

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

Assinatura

Data

Rodrigo Zucaratto

Estrangeira no paraíso: estágio de invasão e contribuições para o manejo de uma palmeira exótica em uma ilha na Floresta Atlântica

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 28 de fevereiro de 2019.

Orientadoras: Prof.^a Dra. Helena de Godoy Bergallo
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Prof.^a Dra. Alexandra dos Santos Pires
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Bruno Henrique Pimentel Rosado
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Prof. Dra. Ana Angélica Monteiro de Barros
Faculdade de Formação de Professores – UERJ

Prof. Dr. Pablo José Francisco Pena Rodrigues
Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro

Prof. Dra. Michele de Sá Dechoum
Universidade Federal de Santa Catarina

Rio de Janeiro

2019

DEDICATÓRIA

A todas as pessoas que acreditam que a Ciência vale a pena, dedico!

AGRADECIMENTOS

Mais um ciclo se encerra na minha caminhada por esta loucura que é a vida. Como é bom poder agradecer a tantas pessoas que fizeram parte deste ciclo!

Obrigado família por compreenderem a ausência do cara que “só estuda”. Mesmo pertinho, por tantas vezes meu coração se encheu de saudades. Agradeço imensamente ao meu irmão, Renzo Zucaratto, que por mais uma vez segurou a barra nos momentos de aperto.

Aos amigos capixabas, sempre me atualizando com as notícias do “Demétrio News” e me fazendo rir (coisa que eu “não gosto”).

O que dizer dos companheirinhos cariocas?! “Tudo maluco”. Obrigado povo do Laboratório de Ecologia de Mamíferos (LEMA – UERJ). Que laboratório é esse?! Só gente fera, quantas risadas, e aprendizado também, claro! Bete, Lu, Carlota, Fabi (chata, rançosa), Jéssica (finada, não esqueci que serei pai dos seus filhos), Chaenny (chá o que?), Nati (deixa de ser ansiosa garota), Renatinha (que agora não é mais Lema) e toda a galera, muito obrigado por tudo! Obrigado, Ana Carolina Lacerda, por ser minha amigona de verdade (gata, desejo que você arrase em Lavras junto com o “papito”). Verônica (beba doida 2) você também é muuuuuuito especial, que orgulho de você! Gabriel Silva Santos, o cara que eu achava que era um chato (e eu estava certo). Você realmente é chato, mas um chato do bem. Cara, eu também sinto um orgulho danado de você. Não tenho dúvidas que será um grande Ecólogo. Muito obrigado por me ajudar em tudo, nos momentos de “bad”, com as figuras, com o R, com dinâmica de populações, com as discussões científicas e com as ideias para o futuro (bora trabalhar!).

Ao Lucas Lopes, agregado do Lema, obrigado pelas besteiras proferidas, obrigado por ler meu trabalho e contribuir com seus conhecimentos sobre invasões.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da UERJ, que apesar de todos os perrengues, manteve a qualidade e alcançou mais um nível. Que honra obter um título de Doutor em Ecologia em um programa nível 6. Parabéns a todos!

Aos professores do departamento de ecologia da UERJ, um obrigado é pouco pelos ensinamentos que me tornaram um cientista e uma pessoa melhor. Você são exemplos de pessoas fortes, guerreiros verdadeiros e que fazem jus a “verás que um filho teu não foge à luta”.

Aos professores que aceitaram participar da banca da tese Bruno Rosado, Ana Angélica, Pablo José, Michele Dechoum, Jayme Prevedello e Aline Cavalcante, obrigado por enriquecerem ainda mais o meu trabalho com seus ensinamentos.

Agradeço aos professores Dr. Rafael Zenni (pela ideia de trabalhar com a parte histórica no meu primeiro capítulo) e Dra. Rita Portela (por me ensinar os IPMs e fazer parte dessa brincadeira agradável).

Agradeço as secretárias do PPGEE, Soninha e Verusca, sempre sorridentes e dispostas a nos ajudar.

Um suuuuper obrigado a todas as pessoas que me ajudaram na coleta de dados em campo, em especial a Vânia Gomes (coisinha), me diverti muito com você “Ronalda”.

Ao meu amigo manaura Guilherme Henrique, pelos inúmeros áudios recebidos via WhatsApp e que me fizeram rir muito.

Ao Paulinho Cardoso (Popito rainbow master), pelos conselhos mágicos de sempre.

Ao Fernando e ao saci, pelo companheirismo. Fernando, você é um grande amigo, sempre me dando ótimos conselhos. Aprendi muito com você.

Ao CEADS e ao INEA, por todo apoio logístico para que o trabalho se desenvolvesse.

A este paraíso chamado Ilha Grande, cheia de encantos, mistérios e lugares maravilhosos que encheram meu coração de paz. Que delícia tomar um banho gelado na “mãe d’água”!

As agências de fomento, por meio dos recursos financeiros que foram fundamentais para que tudo acontecesse. A CAPES pela bolsa de doutorado (que veio na hora certa), a FAPERJ (CNE-26/202.757/2017), ao CNPq (307781/2014-3) e ao Prociência/UERJ.

Por fim, em especial, quero agradecer duas pessoas lindas, cheias de garras, mulheres poderosas e cientistas brilhantes. Nena e Alê, me emocionou ao escrever estas palavras. Vocês mudaram minha vida! Só posso dizer que devo muito a vocês. Alê, nunca esquecerei o dia que te vi pela primeira vez e você com seu sorriso me convidou para tentar o mestrado na Rural. Relutei por um tempo, mas foi por falta de experiência (desculpa!). Mal sabia que nossa parceria duraria anos (já são quase 10 e espero que ainda dure bastante). Nena, eu não consigo imaginar de onde você tira tanta força. Acho tão bonita essa sua disposição. Obrigado, muuuuuuuuuuito obrigado por aturar uma criatura tão ansiosa. Obrigado pela paciência e pela Ciência! Obrigado por ter me aceitado no Lema e por permitir que eu trabalhasse com esse “mamífero” tão grande que é a palmeira. Obrigado por sempre dizer sim e por apoiar todas as minhas decisões. Obrigado pela confiança! Peço desculpas a vocês pelas falhas, gostaria de ter feito mais. Tenham certeza que hoje sou uma pessoa melhor e se

concluí este trabalho, foi porque eu tive as melhores orientadoras (puxo saco mesmo!). Amo vocês!

... e ali logo em frente, a esperar pela gente, o futuro está. E o futuro é uma astronave que tentamos pilotar, não tem tempo, nem piedade, nem tem hora de chegar. Sem pedir licença, muda nossa vida, depois convida a rir ou chorar...

Toquinho

RESUMO

ZUCARATTO, Rodrigo. *Estrangeira no paraíso: estágio de invasão e contribuições para o manejo de uma palmeira exótica em uma ilha na Floresta Atlântica*. 2019. 80f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

O número de espécies exóticas com potencial de se tornarem invasoras tem aumentado nas últimas décadas, com ecossistemas insulares correspondendo à metade das áreas do globo com ocorrências conhecidas de plantas exóticas. Ilhas possuem altas taxas de endemismo e a invasão destas áreas por plantas exóticas pode levar à extinção de espécies nativas. Estabelecer programas para a prevenção e o manejo de espécies invasoras em ilhas deve ser prioridade. Este trabalho teve como principal objetivo avaliar os processos de invasão relacionados com a palmeira exótica *Roystonea oleracea* na Ilha Grande, RJ, Brasil e fornecer subsídios para o manejo da espécie. Mais especificamente, (i) identifiquei as áreas de ocorrência da palmeira e quais destas áreas são prioritárias para o manejo; (ii) avaliei a dinâmica populacional da espécie, analisando as taxas de crescimento populacional (λ) e quais taxas vitais mais impactam os valores de λ e; (iii) identifiquei os vertebrados que interagem com os frutos da palmeira e como estes vertebrados contribuem para a expansão ou retração da espécie na ilha. Percorri as principais trilhas e locais habitados da ilha e identifiquei sete áreas com presença de *R. oleracea*. Três destas áreas tinham um elevado número de indivíduos e foram utilizadas para o estudo da dinâmica populacional. Para este estudo estabeleci parcelas de 40 x 40 m, onde marquei todos os indivíduos dos quais medi o diâmetro na altura do solo (DAS) e obtive suas coordenadas geográficas. De 2015 a 2018, realizei um censo anual em cada população e medi a sobrevivência (S), crescimento (C) e fecundidade (F) de todos os indivíduos. Para o cálculo das taxas crescimento populacional (λ) e dos parâmetros do ciclo de vida utilizei modelos de projeções integrais (IPM). De maneira geral, observei que indivíduos com menores DAS foram os que tiveram menor sobrevivência ou se mantiveram em estase. Já indivíduos com maiores DAS foram os que mais sobreviveram, mudaram de tamanho e se tornaram reprodutivos. Nas três populações as taxas de crescimento se mantiveram estáveis e em torno de 1. Observei também que a sobrevivência e o crescimento de indivíduos com maiores diâmetros foram as taxas vitais que mais impactaram o λ da palmeira. Ações de manejo que visem a retirada destes indivíduos nas populações são essenciais para reduzir as taxas de crescimento populacional da espécie. O estudo das interações com a fauna foi feito na maior população de *R. oleracea* da Ilha Grande, onde selecionei 10 palmeiras adultas, disponibilizando sob cada, 180 frutos e uma armadilha fotográfica. Obtive 124 registros (81 de predação; 43 de dispersão) de oito espécies de vertebrados terrestres, a maioria roedores e todos generalistas em relação aos hábitos alimentares. Identifiquei que a palmeira está na última etapa do processo de invasão, a fase da dispersão. Neste estágio a espécie já é considerada invasora e medidas de manejo devem ser aplicadas. Apesar dos animais que consomem os frutos serem generalistas, recomendo que o manejo de *R. oleracea* seja feito de forma gradual, substituindo a palmeira por uma espécie nativa, como o palmito-juçara *Euterpe edulis*. Recomendo também, que qualquer decisão de manejo considere a participação da sociedade civil, em especial os moradores locais.

Palavras-chave: Demografia. Dinâmica populacional. Dispersão de sementes. Invasão biológica. Predação de sementes.

ABSTRACT

ZUCARATTO, Rodrigo. *Foreigner in paradise: invasion stage and contributions to the management of an exotic palm tree on an Atlantic Forest island*. 2019. 80f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

The number of exotic species with the potential to become invasive has increased in recent decades, with island ecosystems accounting for half of the world areas with occurrences of exotic plants. Islands have high rates of endemism and the invasion of these areas by exotic plants can cause the extinction of native species. Establish programs to prevent and manage alien species on islands should be a priority. The main of this study was to evaluate invasion processes related to the exotic palm *Roystonea oleracea* on Ilha Grande, RJ, Brazil and provide subsidies to manage the species. More specifically (i) I identified the areas with the presence of the palms and which areas are priority to management; (ii) I evaluated the population dynamics of the palm, analyzing the population growth rates (λ) and which vital rates most impact λ values and; (iii) I identified the vertebrates that interact with the palm fruits and how these vertebrates contribute to the expansion or retraction of the palm on the island. The main trails and inhabited areas on the island were checked and seven areas where the palm occurs were detected. Three of these areas had a high number of palms and were used to population dynamics study. In these areas, I established plots of 40 x 40 m, measured the diameter at ground level (DGL) of all palm individuals, identifying them with numbered aluminum tags and recording their geographic coordinates. From 2015 to 2018 I carried out an annual census in each population and measured the survival (S), growth (G) and fecundity (F) of all individuals. For the calculation of λ and life cycle parameters I used integral projection models (IPMs). Overall, individuals with lower DGL had lower survival or remained in stasis. On the other hand, the individuals with the highest DGL survived more, changed their size and became reproductive. Population growth rates remained stable and around 1 in all populations. S and G of individuals with higher DGL were the vital rates that most impacted the λ . Management actions to remove these individuals in populations are essential to reduce λ . I performed the interaction experiment in the largest population of *R. oleracea* on the island, randomly selecting 10 adult palms and providing 180 fruits on the ground and a camera trap for each selected palm. I recorded 124 interactions of eight terrestrial vertebrates and the fruits of the palm, most of the animals were rodents and generalist feeding habits. I have identified that the palm is in the final phase of the invasion process, the spread. At this stage the species is considered invasive and management measures should be applied. Although the animals that interact with the fruits are generalists, I recommend gradual management of *R. oleracea*, replacing it by a native palm species *Euterpe edulis*. I also recommend that any government decision of management should involve civil society, especially the local residents.

Keywords: Biological invasions. Demography. Population dynamic. Seed dispersal. Seed predation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização da área de estudo, Ilha Grande, Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	26
Figura 2 - Mapa de calor de ocorrência de indivíduos de <i>Roystonea oleracea</i> (palmeira imperial) na Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	29
Figura 3 - Fotografias tiradas no ano de 1909 com palmeiras imperiais <i>Roystonea oleracea</i> (setas vermelhas) em duas localidades na Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	30
Figura 4 - Fotografias mostrando as aleias da palmeira imperial <i>Roystonea oleracea</i> na Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	31
Figura 5 - Localização da área de estudo, Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.....	42
Figura 6 - Número de indivíduos registrados em três populações da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> no período de 2015 a 2018, em três localidades na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.....	45
Figura 7 - Histogramas de densidades da variação no número de indivíduos para cada classe de diâmetro na altura do solo (DAS) em três populações da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.....	45
Figura 8 - Sobrevivência e crescimento dos indivíduos da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> na População 1 em três intervalos amostrais (2015-2016, 2016-2017, 2017-2018) na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.....	47
Figura 9 - Sobrevivência e crescimento dos indivíduos da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> na População 2 em três intervalos amostrais (2015-2016, 2016-2017, 2017-2018) na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.....	48
Figura 10 - Sobrevivência e crescimento dos indivíduos da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> na População 3 em três intervalos amostrais (2015-2016, 2016-2017, 2017-2018) na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.....	49
Figura 11 - Valores de fecundidade registrados para indivíduos reprodutivos em três populações da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> , em três intervalos amostrais, na Ilha Grande, município de Angra do Reis, RJ.....	50
Figura 12 - Análises demográficas realizadas utilizando Modelos de Projeções Integrais (IPM) para três populações da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> na Ilha Grande, Município de Angra dos Reis, RJ.....	51

Figura 13 - Análise prospectiva de elasticidade da função do crescimento do modelo de projeção integral (IPM), em função da probabilidade de transição dos indivíduos, para três populações da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.....	52
Figura 14 - Mapa da Ilha Grande mostrando a localização das armadilhas fotográficas em uma população da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> nas proximidades da Vila Dois Rios, município de Angra dos Reis, RJ.....	62
Figura 15 - Superior: <i>Dasyprocta leporina</i> (cutia) predando sementes da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> . Inferior: <i>Guerlinguetus brasiliensis</i> (esquilo) enterrando sementes da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> , Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.....	65
Tabela 1 - Vertebrados terrestres nativos interagindo com frutos da palmeira exótica <i>Roystonea oleracea</i> em uma área onde a espécie é invasora em Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.....	64

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	15
	REFERÊNCIAS	18
1	UNINDO PASSADO E PRESENTE PARA PREDIZER O FUTURO: ATRIBUTOS HISTÓRICOS E SITUAÇÃO ATUAL DE UMA PALMEIRA NÃO NATIVA EM UMA ILHA NA FLORESTA ATLÂNTICA	23
1.1	Introdução	23
1.2	Material e métodos	25
1.2.1	<u>Área de estudo</u>	25
1.2.2	<u>Coleta de dados</u>	26
1.3	Resultados	27
1.4	Discussão	32
1.5	Referências	34
2	ATIRANDO NOS GIGANTES: MODELOS DE PROJEÇÕES INTEGRARIS COMO FERRAMENTA PARA MANEJAR UMA PALMEIRA INVASORA	39
2.1	Introdução	39
2.2	Material e métodos	41
2.2.1	<u>Área de estudo</u>	41
2.2.2	<u>Coleta de dados</u>	42
2.2.3	<u>Análise dos dados</u>	43
2.3	Resultados	44
2.4	Discussão	52
2.5	Referências	54
3	INTERAÇÕES NO TOPO E EMBAIXO: VERTEBRADOS E FRUTOS DE <i>Roystonea</i> spp. (ARECACEA)	59
3.1	Introdução	59
3.2	Material e métodos	61
3.2.1	<u>Área de estudo</u>	61
3.2.2	<u>Revisão da literatura</u>	62
3.2.3	<u>Caracterização das interações</u>	62

3.3	Resultados	63
3.4	Discussão	66
3.5	Referências	68
	APÊNDICE A: Estudos analisados na revisão de frugivoria em <i>Roystonea</i> spp.....	73
	APÊNDICE B: Espécies de animais interagindo com frutos de <i>Roystonea</i> spp. em áreas de ocorrência natural das espécies (N) e áreas onde as palmeiras são consideradas exóticas (E). As espécies estão separadas por grupos e ordenadas em ordem alfabética.....	75
	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
	REFERÊNCIAS	80

INTRODUÇÃO GERAL

Uma grande parte da superfície terrestre é suscetível à invasão por espécies não nativas, sendo as espécies exóticas invasoras umas das mais proeminentes condutoras de transformações do mundo natural (Lewis e Maslin 2015; Bellard et al. 2016; Early et al. 2016). Para o século XXI é esperado que invasões por espécies exóticas alcanssem ainda mais novos ambientes, em consequência principalmente da globalização e das mudanças climáticas (Ricciardi et al. 2017; Seebens et al. 2018). Os impactos negativos decorrentes das invasões por espécies exóticas afetam profundamente a economia e o bem estar humano (Jeschke et al. 2014; Bacher et al. 2018). Estimativas sugerem que, por ano, os custos econômicos associados ao controle de espécies invasoras são de 12 bilhões de euros para a União Europeia e de 120 bilhões dólares para os Estados Unidos (Bhagwat 2018). Os efeitos decorrentes de espécies exóticas invasoras vão muito além da economia, causando alterações desde indivíduos até serviços ecossistêmicos (Levine et al. 2003; Vilà et al. 2011; Pysek et al. 2012). Por exemplo, a invasão da pulga d'água espinhosa *Bythotrephes longimanus* no Lago Mendota (Wisconsin, EUA) desencadeou um efeito cascata em toda uma rede alimentar e afetou um importante serviço ecossistêmico, a claridade da água (Walsh et al. 2016). As invasões também podem causar o rompimento de teias tróficas que surgiram ao longo da escala evolutiva (e.g., polinização, dispersão de sementes), gerando mudanças na composição e estrutura das comunidades (e.g., Traveset e Richardson 2006).

Varias hipóteses foram propostas para explicar o sucesso das invasões por espécies exóticas. Apesar de haver uma similaridade entre algumas destas hipóteses, muitas são derivadas das teorias e conceitos gerais da ecologia (Catford et al. 2009; Jeschke 2014). Uma hipótese clássica neste sentido e muito debatida é a hipótese da resistência biótica (*Biotic resistance hypothesis*; Elton 1958; Levine et al. 2004). Esta hipótese postula que os ambientes com alta diversidade são mais resistentes às invasões do que os ambientes com baixa diversidade, porque ambientes mais diversos têm baixa disponibilidade de recursos, restringindo a entrada de novas espécies (Levine e D'Antonio 1999; Lonsdale 1999). A hipótese da resistência biótica também é relacionada com o conceito de nicho ecológico, tanto que está associada à hipótese do nicho vago (*Empty niche*; Catford et al. 2009). Nesta última, as espécies não nativas

podem obter sucesso na invasão ao utilizar recursos naturais sobressalentes e ocupar os nichos não usados pelas espécies nativas (MacArthur 1970; Hierro et al. 2005).

No que se refere às plantas (especialmente aquelas usadas na ornamentação e silvicultura), um fator que favorece a invasão é a pressão de propágulos (*Propagule pressure*; Lonsdale 1999, Pysek e Richardson 2006), que postula que o sucesso da invasão em plantas exóticas é definido pelo número de propágulos introduzidos e o número de eventos de introdução. Um elevado número de propágulos pode acelerar a invasão ao aumentar a diversidade genética das populações fonte, aumentando a capacidade das espécies de se adaptarem às novas condições do ambiente recipiente. Quanto mais eventos de introdução ocorrerem também, maiores as chances das plantas exóticas alcançarem um ambiente favorável para seu estabelecimento no novo ambiente (Lockwood et al. 2005, Catford et al. 2009). Além disso, outros fatores como forma de crescimento e forma de vida, altura da planta, sistema reprodutivo e a síndrome de dispersão também são reportados por favorecer a invasão por plantas introduzidas (e.g., Pysek e Richardson 2007). Por exemplo, Rejmanék e Richardson (1996), observaram que sementes com massa pequena (< 2 g) e o curto intervalo entre grandes produções de sementes (*large seed crops*), melhor explicam o maior potencial de invasão em muitas plantas de porte arbóreo. Outro estudo, realizado em algumas ilhas do Mediterrâneo, reportou que plantas com frutos carnosos e dispersados por animais foram mais propensas a invadir habitats semi-naturais (Lloret et al. 2005). Além disso, atributos históricos como o tempo de introdução ou o tempo mínimo de residência, interagindo com os fatores acima mencionados, também podem influenciar na invasão por plantas (Mack et al. 2000; Harris et al. 2007; Chen et al. 2016). Alguns estudos mostraram que quanto maior o tempo desde a introdução de uma planta em uma nova região, maior a probabilidade da espécie aumentar seu tamanho populacional e se espalhar para novas áreas (Castro et al. 2005; Bucharova and van Kleunen 2009; Feng et al. 2016).

O número de espécies exóticas com potencial de se tornarem invasoras tem aumentado nas últimas décadas e isso tende a continuar (Butchart et al. 2010, Seebens et al. 2015). Um dado preocupante é que 16% dos *hotspots* globais para biodiversidade são altamente vulneráveis às invasões por espécies exóticas, com os ambientes insulares sendo os mais afetados (Early et al. 2016; Dawson et al. 2017). Em uma revisão global sobre plantas invasoras em ilhas oceânicas, Kueffer e colaboradores (2010) registraram cerca de 380 espécies invadindo áreas naturais, em pelo menos uma das 30 ilhas

estudadas em quatro regiões geográficas (Atlântico, Caribe, Pacífico e Índico). Dentre estas plantas, árvores e arbustos representaram cerca de 50%, com as espécies sendo introduzidas principalmente para fins ornamentais. Esse cenário ainda pode piorar, dado que os ecossistemas insulares correspondem à metade das áreas do globo com ocorrências conhecidas de plantas não nativas (e.g., van Kleunen et al. 2015).

As atividades humanas são apontadas como um importante fator determinante da invasão de plantas em ambientes insulares (Kueffer et al. 2010; Paudel et al. 2017). Estes ambientes têm altas taxas de endemismo e são importantes para a conservação da biodiversidade e, a invasão destas áreas por plantas exóticas pode levar à extinção de espécies nativas (Simberloff 1995; Sax e Gaines 2008; Rojas-Sandoval et al. 2016). A Ilha Grande é a maior de todas as ilhas localizada na Baía de Angra dos Reis, no sul do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. No passado, a Ilha Grande passou por diversas intervenções antrópicas que culminaram na introdução de espécies exóticas na área (Alho et al. 2002; Callado et al. 2009). Dentre as espécies que foram introduzidas se destaca a palmeira imperial *Roystonea oleracea*. Esta palmeira é considerada uma das mais altas do mundo, e, dado a sua exuberância, tem sido cultivada como ornamental em várias regiões do globo (Lorenzi et al. 2004). A espécie é reportada como invasora em regiões pantanosas da Guiana (Henderson et al. 1995) e no Panamá (Svenning 2002). No Brasil a espécie foi registrada em duas Unidades de Conservação na Floresta Atlântica, a Reserva Biológica União (Nascimento et al. 2013) e o Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG; Zucaratto e Pires 2014). No PEIG foi reportada uma população autossustentável, impactando negativamente o recrutamento de outras espécies de plantas (Zucaratto e Pires 2014). Os autores ressaltaram a necessidade de políticas de gestão voltadas para a erradicação da espécie, a fim de evitar impactos na biodiversidade.

Dada a longa história de perturbações antrópicas e a introdução de espécies não nativas, as ilhas podem servir como sistema de alerta precoce para ambientes continentais que ainda não passaram por essas transformações (Kueffer et al. 2010). Neste sentido, estabelecer programas estratégicos para a prevenção e o manejo de espécies não nativas em regiões insulares deve ser prioridade (IUCN 2018). No entanto, o manejo de espécies exóticas deve ser cuidadosamente planejado a fim de evitar efeitos negativos decorrentes da retirada destas espécies (Simberloff et al. 2013). Para que uma espécie exótica se torne invasora, várias etapas devem ser ultrapassadas e diferentes ações de manejo são aplicadas em cada etapa: transporte, introdução, estabelecimento e dispersão (Blackburn

et al. 2011, Zenni et al. 2017). Quanto mais cedo a espécie for detectada, maiores as chances de erradicação da mesma. No entanto, se a espécie já tiver invadido, ações de manejo devem ser tomadas de forma que se possa conter a dispersão para novas áreas e mitigar os impactos que possam surgir com a invasão.

Este trabalho teve como principal objetivo avaliar os processos de invasão relacionados com a palmeira exótica *Roystonea oleracea* na Ilha Grande e fornecer subsídios para o manejo da espécie. Mais especificamente foram: (1) identificadas as áreas de ocorrência da palmeira na Ilha e quais áreas são prioritárias para o manejo; (2) avaliada a dinâmica populacional da espécie, identificando as taxas de crescimento populacional (λ) e quais taxas vitais mais impactam os valores de λ ; (3) identificado os vertebrados terrestres que interagem com os frutos da palmeira e como estes vertebrados contribuem para a expansão ou retração da espécie na ilha.

REFERÊNCIAS

- Alho CJR, Schneider M, Vasconcellos LA. 2002. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal of Biology*. 62:375-385.
- Bacher S, Blackburn TM, Essl F, Genovesi P, Heikkilä J, Jeschke J, Jones G, Keller R, Kenis M, Kueffer C et al. 2018. Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution*. 9: 159–168.
- Bellard C, Cassey P, Blackburn TM. 2016. Alien species as driver of recent extinctions. *Biological Letters*. 12: 20150623.
- Bhagwat SA. 2018. Management of Nonnative Invasive Species in the Anthropocene. In: Dellasala DA, Goldstein MI, editors. *Encyclopedia of the Anthropocene*. 1st ed. London: Elsevier. p 409–417.
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarosik V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 26:333–339.
- Bucharova A, van Kleunen M. 2009. Introduction history and species characteristics partly explain naturalization success of North American woody species in Europe. *Journal of Ecology*. 97:230–238.

- Butchart SHM, Walpole M, Collen B, van Strien A, Scharlemann JPW, Almond REA, Baillie JEM, Bomhard B, Brown C, Bruno J et al. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*. 328:1164–1168.
- Callado CH, Barros AAM, Ribas LA, Albarello N, Gagliardi R, Jascone CE. 2009. Flora e Cobertura Vegetal. In: Bastos M, Callado CH, editores. 1ª ed. O Ambiente da Ilha Grande. Rio de Janeiro: Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável. p 91–161.
- Catford JA, Jansson R, Nilsson C. 2009. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*. 15:22–40.
- Castro SA, Figueroa JA, Munoz-Schick M, Jaksic FM. 2005. Minimum residence time, biogeographical origin, and life cycle as determinants of the geographical extent of naturalized plants in continental Chile. *Diversity and Distribution*. 11:183–191.
- Chen C, Wang QH, Wu JY, Huang D, Zhang WH, Zhao N, Li XF, Wang LX. 2016. Historical introduction, geographical distribution, and biological characteristics of alien plants in China. *Biodiversity and Conservation*. 26:353–381.
- Dawson W, Moser D, van Kleunen M, Kreft H, Pergl J, Pysek P, Weigelt P, Winter M, Lenzner B, Blackburn TM et al. 2017. Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology and Evolution*. 1:0186.
- Early R, Bradley BA, Duckes JS, Lawler JJ, Olden JD, Blumenthal DM, Gonzales P, Groshol ED, Ibanez I, Miller PL et al. 2016. Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*. 7:12485
- Elton CS. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. 1st ed. London: Methuen. 196 p.
- Feng Y, Maurel N, Wang Z, Ning L, Yu FH, van Kleunen M. 2016. Introduction history, climatic suitability, native range size, species traits and their interactions explain establishment of Chinese woody species in Europe. *Global Ecology and Biogeography*. 25:1355–1366.
- Harris CJ, Murray BR, Hose GC, Hamilton MA. 2007. Introduction history and invasion success in exotic vines introduced to Australia. *Diversity and Distribution*. 13:467–475.
- Henderson A, Galeano G, Bernal R. 1995. *Field guide to the palms of the Americas*. 1st ed. New Jersey: Princeton University Press. 363 p.
- Hierro JL, Maron JL, Callaway RM. 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology*. 93:5–15.
- IUCN. 2018. *Guidelines for invasive species planning and management on islands*. Cambridge, UK and Gland, Switzerland: IUCN. viii + 40p.

- Jeschke JM. 2014. General hypotheses in invasion ecology. *Diversity and Distribution*. 20:1229-1234.
- Jeschke JM, Bacher S, Blackburn TM, Dick JTA, Essl F, Evans T, Gaertner M, Hulme PE, Kuhn I, Mrugala A et al. 2014. Defining the impact of non-native species. *Conservation Biology*, 28:1188-1194.
- van Kleunen M, Dawson W, Essl F, Pergl J, Winter M, Weber E, Kreft H, Weigelt P, Kartesz J, Nishino M et al. 2015. Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*. 525:100–103.
- Kueffer C, Daehler CC, Torres-Santana CW, Lavergne C, Meyer JY, Otto R, Silva L. 2010. A global comparison of plant invasions on oceanic islands. *Perspectives in Plant Ecology Evolution Systematic*. 12:145-161.
- Levine JM, D'Antonio CM. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*. 87:15–26.
- Levine JM, Vilá M, D'Antonio CM, Dukes JS, Grigulis K, Lavorel S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasion. *Proceedings of the Royal Society of London*. 270: 775-781.
- Levine JM, Adler PB, Yelenik SG. 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*. 7:975–989.
- Lewis SL, Maslin MA. 2015. Defining the anthropocene. *Nature*. 519:171–180.
- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 20:223–228.
- Lonsdale WM. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*. 80:1522–1536.
- Lorenzi H, Souza HM, Costa JTM, Cerqueira LSC, Ferreira E. 2004. *Palmeiras brasileiras e exóticas cultivadas*. 1ª Ed. São Paulo: Nova Odessa. 416 p.
- Lloret F, Medail F, Brundu G, Camarda I, Moragues E, Rita J, Lambdon P, Hulme PE. 2005. Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *Journal of Ecology*. 93:512–520.
- MacArthur RH. 1970. Species packing and competitive equilibrium for many species. *Theoretical Population Biology*. 1:1–11.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. 2000. Biotic invasions, causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*. 10:689–710.
- Nascimento MT, Araújo RM, Dan ML, Netto EBF, Braga JMA. 2013. The imperial palm (*Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook) as an invasive species of a wetland in Brazilian Atlantic forest. *Wetlands Ecology and Management*. 21:1-5.

- Paudel S, Benavides JC, MacDonald B, Longcore T, Wilson GWT, Loss SR. 2017. Determinants of native and nonnative plant community structure on an oceanic island. *Ecosphere*. 8:e01927.
- Pysek P, Richardson DM. 2006. The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography*. 33:2040–2050.
- Pyšek P, Richardson DM. 2007. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In: Nentwig W, editor. 1st ed. *Biological Invasions*. Verlag: Springer.p 97–126.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U, Vilà M. 2012. A global assessment of alien invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*. 18:1725–1737.
- Rejmánek M, Richardson DM. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*. 77:1655–1660.
- Ricciardi A, Blackburn TM, Carlton JT, Dick JTA, Hulme PE, Iacarella JC, Jeschke JM, Liebhold AM, Maclsaac HJ, Pysek P et al. 2017. Invasion science: a horizon scan of emerging challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*. 32:464-474.
- Rojas-Sandoval J, Meléndez-Ackerman EJ, Anglés-Alcázar D. 2016. Assessing the impact of grass invasion on the population dynamics of a threatened Caribbean dry forest cactus. *Biological Conservation*. 196:156–164.
- Sax DF, Gaines SD. 2008. Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 105:11409–11497.
- Seebens H, Essl F, Dawson W, Fuentes N, Moser D, Pergl J, Pyšek P, Van Kleunen, Weber E, Winter M, Blasius B. 2015. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology*. 21:4128–4140.
- Seebens H, Blackburn TM, Dyer EE, Genovesi P, Hulme PE, Jeschke JM, Pagad S, Pysek P, Winter M, Arianoutsou M et al. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*. 8:14435.
- Seebens H, Blackburn TM, Dyer EE, Genovesi P, Hulme PE, Jeschke JM, Pagad S, Pysek P, van Kleunen, Winter M et al. 2018. Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. doi:10.1073/pnas.1719429115.
- Simberloff D. 1995. Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pacific Science*. 49:87–97.
- Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, Garcia-Berthou E, Pascal M, Pysek P, Sousa R, Tabacchi E, Vilà M. 2013.

Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*. 28:58–66.

Svenning JC. 2002. Non-native ornamental palms invade a secondary tropical forest in Panama. *Palms*. 46:81-86.

Traveset A, Richardson DM. 2006. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution*. 21:208-216.

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*. 14:702–708.

Walsh JR, Carpenter SR, Vander Zanden MJ. 2016. Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 113:4081-4085.

Zenni RD, Dickie IA, Wingfield MJ, Hirsch H, Crous CJ, Meyerson LA, Burgess TI, Zimmerman TG, Klock MM, Sieman E, Erfmeier A, Aragon R, Moniti L, Le Roux JJ. 2017. Evolutionary dynamics of tree invasions following the unified framework for biological invasions. *AoB Plants*. 9:plw085.

Zucaratto R, Pires AS. 2014. The exotic palm *Roystonea oleracea* (Jacq.) O. F. Cook (Arecaceae) on an island within the Atlantic Forest Biome: naturalization and influence on seedling recruitment. *Acta Botanica Brasilica*. 28: 417-421.

1 UNINDO PASSADO E PRESENTE PARA PREDIZER O FUTURO: ATRIBUTOS HISTÓRICOS E SITUAÇÃO ATUAL DE UMA PALMEIRA NÃO NATIVA EM UMA ILHA NA FLORESTA ATLÂNTICA

1.1 Introdução

O processo de invasão biológica pode ser subdividido em vários estágios, cada um com uma barreira que a espécie deve ultrapassar para alcançar o estágio seguinte (Blackburn et al. 2011; Zenni et al. 2017). O primeiro estágio é a transposição de barreiras geográficas, sempre mediadas por ações humanas voluntárias ou involuntárias. A espécie então tem que sobreviver, reproduzir e manter populações autosustentáveis na nova área onde foi introduzida, ultrapassando barreiras ambientais e climáticas. Além disso, a dispersão para distâncias significativas do ponto original de introdução é essencial para que a invasão realmente ocorra (Blackburn et al. 2011). As plantas que se reproduzem por sementes, por exemplo, devem se dispersar para além de 100 metros e aproximadamente em 50 anos para caracterizar um processo de invasão (Richardson et al. 2000).

Alguns fatores como o ciclo de vida, a taxa de crescimento, reprodução e origem biogeográfica, são determinantes para uma planta não nativa se tornar uma invasora bem sucedida (e.g., Rejmánek e Richardson 1996). Perturbações na paisagem e o uso da terra também podem favorecer o estabelecimento e, conseqüentemente, a invasão por plantas não nativas (Mack e D'Antonio 1998; Theoharides e Dukes 2007). Atributos históricos tais como o tempo de introdução e o tempo mínimo de residência, interagindo com os fatores acima mencionados, também podem influenciar a distribuição atual das espécies invasoras (Mack et al. 2000; Harris et al. 2007; Chen et al. 2016). Alguns estudos têm mostrado que o tempo de residência contribui para um aumento na abundância de plantas não nativas. Quanto maior o tempo desde a introdução, maior a probabilidade de aumento populacional e dispersão para novas áreas para longe do ponto de introdução (Castro et al. 2005; Bucharova e van Kleunen 2009; Feng et al. 2016).

Ecossistemas insulares correspondem a aproximadamente metade das áreas do globo com ocorrências conhecidas de plantas não nativas (van Kleunen et al. 2015).

Muitas são as razões para a introdução de plantas exóticas, com as espécies frequentemente sendo usadas na ornamentação e agricultura (e.g., Rejmánek e Richardson 2011). Algumas espécies no gênero *Roystonea* e outras palmeiras estão entre as plantas que são invasoras em regiões tropicais, incluindo ilhas (Meyer et al. 2008). *Roystonea oleracea* (palmeira imperial) é uma espécie nativa de Trinidad e Tobago, Antilhas Menores, norte da Venezuela e nordeste da Colômbia (Henderson et al. 1995), onde ocorre em densos aglomerados em áreas pantanosas (Bonadie 1998; Collonello et al. 2016). Esta palmeira grande e com um estipe alto (> 30 metros) foi cultivada como planta ornamental em todo o mundo (Lorenzi et al. 2004). Ela é reportada como invasora em regiões pantanosas da Guiana (Henderson et al. 1995) e no Panamá (Svenning 2002). Ocorre também em duas áreas protegidas na Floresta Atlântica no Brasil, a Reserva Biológica de União (Nascimento et al. 2013) e o Parque Estadual da Ilha Grande (Zucaratto e Pires 2014), ambas no estado do Rio de Janeiro. A espécie foi registrada também na vizinhança do Parque Estadual Sumaúma, Manaus, Brasil (Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental 2018).

A história de introdução de *Roystonea oleracea* no Brasil coincide com a chegada da corte Portuguesa no país, na primeira década do século XIX (Rodrigues 1893; Sarthou 1965; Dean 1989; Oliveira et al. 2009). Com a corte real estabelecida na cidade do Rio de Janeiro, o príncipe regente Dom João VI fundou o Jardim Real da Lagoa Rodrigo de Freitas. Esta área funcionou como uma sociedade de aclimação para o cultivo de plantas não nativas para fins comerciais. Prêmios e títulos foram concedidos àqueles que trouxeram sementes e mudas de novas espécies (Sarthou 1965; Dean 1989). A palmeira imperial foi considerada uma introdução relevante ao Jardim Real, pois os registros mostram que o próprio D. João VI plantou a primeira palmeira no local. Esta palmeira ficou conhecida como Palma Mater, porque todas as outras palmeiras da espécie que foram disseminadas no estado do Rio de Janeiro supostamente descendem dela (Gerson 1965; Dean 1996).

A disseminação de *Roystonea oleracea* no estado do Rio de Janeiro começou por volta de 1850 (D'Elboux 2006). Uma tradição oral conta que os escravos que trabalhavam no Jardim Real coletavam sementes da palmeira e as vendiam como uma maneira de obterem a sua liberdade (Rodrigues 1893), o que colaborou para a vasta e rápida disseminação da espécie. De acordo com D'Elboux (2006), a Coroa começou a distribuir títulos de nobreza por volta de 1850. Sementes de palmeiras eram oferecidas

juntamente com os títulos dos súditos mais leais como símbolo de lealdade. Essa tradição explica a presença das palmeiras imperiais nos jardins de casas e fazendas de nobres súditos do Império brasileiro.

A Ilha Grande foi impactada por muitos distúrbios humanos durante a colonização portuguesa no Brasil (Dean 1989; Oliveira 2002). Tal ação foi intensificada no século XIX, quando foram estabelecidas fazendas para o cultivo de várias monoculturas na Ilha (Alho et al. 2002). *Roystonea oleracea* atualmente é reconhecida como estabelecida na Ilha Grande, em uma área que foi uma fazenda na época do Império do Brasil, com impactos negativos no recrutamento de plântulas de outras espécies (Zucaratto e Pires 2014). Considerando que outras fazendas existiram na Ilha Grande na época e que a palmeira era oferecida aos súditos da Coroa Real, também esperava-se que ela estivesse presente em outras áreas. Este estudo objetivou verificar outras áreas de ocorrência de palmeiras imperiais na Ilha Grande e estimar a data de introdução no local - referido como tempo mínimo de residência.

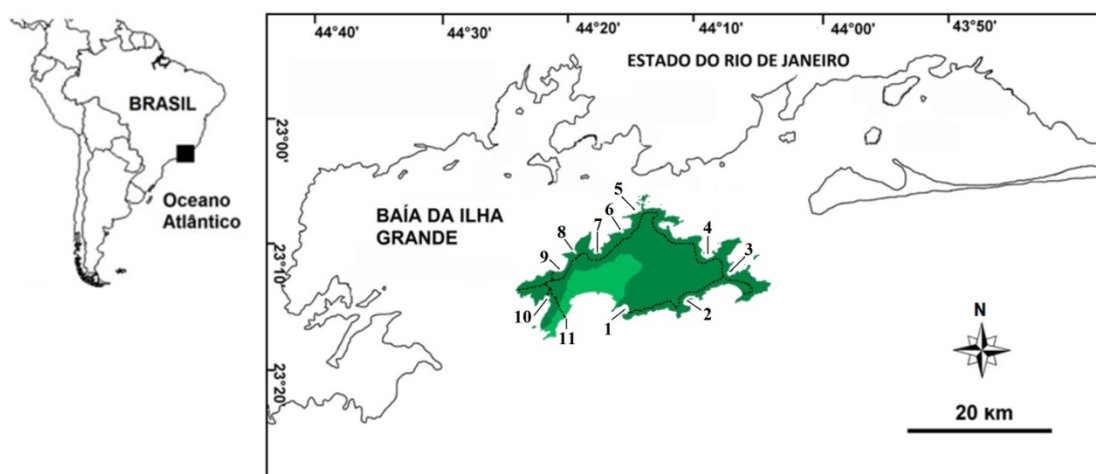
1.2 Material e métodos

1.2.1 Área de estudo

Desenvolvi este estudo na Ilha Grande, uma ilha no município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil (23°05'2,01" e 23°12'21,35" S; 44°05'39,57" e 44°22'33,32" O; Figura 1). A Ilha Grande abrange uma área de 19.300 ha e é considerada pela UNESCO como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Duas grandes Unidades de Conservação (UCs) estão inseridas na Ilha Grande, o Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG, 12.052 ha) e a Reserva Biológica Estadual da Praia Sul (REBIO Praia do Sul, 3.600 ha). As duas UCs representam 81% da área da Ilha Grande. O relevo da região é bastante acidentado, com altitudes variando de 0 a 1.031 m. O clima é tropical úmido com temperatura média de 21°C e a precipitação anual excedendo 2200 mm (INEA 2013). A vegetação é típica da Floresta Atlântica, caracterizada por áreas de Floresta Ombrófila Densa, existindo também outras fitofisionomias como restingas e manguezais (Alho et al. 2002, INEA 2013). Aproximadamente de 43% da vegetação da Ilha é

formada por florestas secundárias e em estágios iniciais de regeneração, resultante de ações antrópicas iniciadas com a colonização portuguesa no Brasil (Alho et al. 2002, Callado et al. 2009).

Figura 1 – Localização da área de estudo, Ilha Grande, Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Legenda: área em verde escuro representa o Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG); área em verde claro representa a Reserva Biológica Estadual da Praia Sul (RBEPS). Linha preta tracejada representa as trilhas percorridas. Números de 1 a 11 representam os locais habitados.

Fonte: O autor, 2018.

1.2.2 Coleta de dados

Todas as trilhas e áreas habitadas na Ilha Grande foram verificadas entre abril de 2015 e abril de 2016 para a procura de palmeiras imperiais (Figura 1). A identificação das palmeiras foi baseada em características morfológicas como o formato e a altura do estipe, formato e tipo de folha, formato da coroa, formato da inflorescência, cor e formato dos frutos (Zona 1996). De acordo com Oliveira e colaboradores (2009) estas características podem ser observadas à distância e são utilizadas para diferenciar as espécies do gênero *Roystonea*. Além disso, *Roystonea oleracea*, é a única espécie do gênero presente na ilha (Callado et al. 2009). Quando localizei um indivíduo ou grupo de indivíduos da palmeira, estabeleci ao redor dos mesmos uma parcela circular de 200 m de raio. Realizei uma busca ativa por palmeiras em toda a parcela. Todas as palmeiras dentro

da parcela foram identificadas e marcadas com placas de alumínio numeradas. Registrei as coordenadas geográficas de todas as palmeiras com o diâmetro na altura do solo (DAS) ≥ 450 mm. Esta medida de diâmetro foi usada como mínimo devido o fato de ter sido o menor diâmetro registrado para uma palmeira reprodutiva. Portanto, assumi que palmeiras com DAS ≥ 450 mm alcançaram a maturidade e são capazes de estabelecer novas populações.

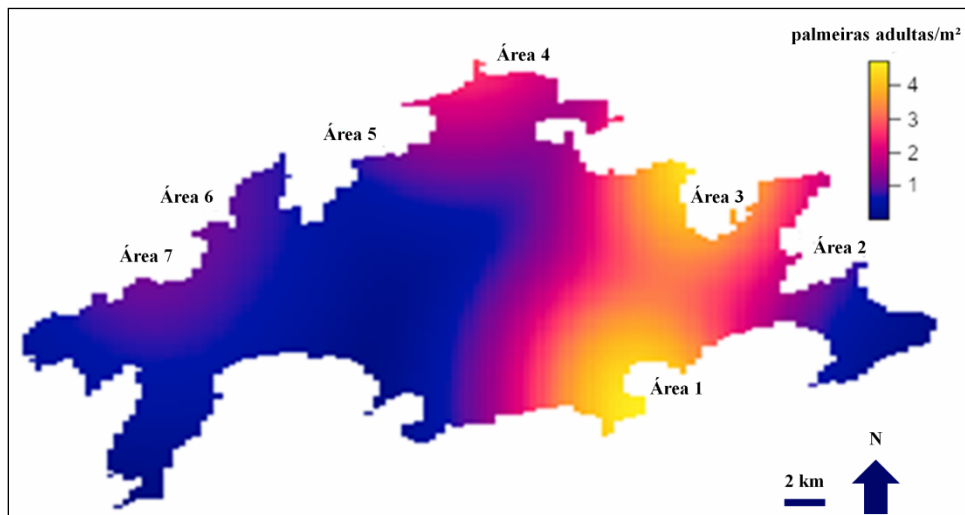
Conduzi uma busca extensiva nas bases eletrônicas de dados do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Arquivo Nacional, Biblioteca Nacional, Museu de História Nacional, Museu Imperial de Petrópolis do Estado do Rio de Janeiro, ISI Web of Science e Google Scholar para informações sobre a história de introdução de *Roystonea oleracea* na Ilha Grande. Utilizei a combinação das seguintes palavras-chave: (imperial palm or palmeira imperial or *Roystonea oleracea*) AND (Ilha Grande or Brasil or Brazil or Rio de Janeiro). Baseados na revisão taxonômica de Zona (1996), extendi a busca com os antigos nomes propostos para a espécie (e.g. *Areca oleracea*; *Oreodoxa oleracea*) bem como as variações *Roystonea oleracea* var. *oleracea* e *Roystonea oleracea* var. *jenmanii*. Utilizei as informações obtidas para determinar o tempo mínimo de residência da espécie na Ilha Grande (Rejmanek 2000), calculado como $2018 - x$, onde x representa o primeiro registro da espécie na ilha e 2018 o ano no qual o trabalho foi realizado.

1.3 Resultados

Percorri um total de 67,3 km de trilhas e 11 áreas habitadas (Figura 1). Identifiquei sete locais com a presença de *Roystonea oleracea* na Ilha Grande (Figura 2). Encontrei populações estabelecidas e com palmeiras reprodutivas nas Áreas 1, 3 e 4. Registrei um total de 250 palmeiras com DAS ≥ 450 mm na Área 1, das quais 67 tinham sinais de reprodução atual ou passada (espatas, inflorescência ou infrutescência aderida às palmeiras). Para a Área 3 registrei 213 palmeiras com DAS ≥ 450 mm, com 48 palmeiras reprodutivas. Algumas palmeiras reprodutivas na Área 1 e Área 3 estavam localizadas a distâncias superiores aos 100 metros em relação a população fonte. Registrei um pequeno número de palmeiras na Área 4, sendo 37 palmeiras com DAS ≥ 450 mm, das quais 16 tinham sinais de reprodução. Encontrei apenas uma palmeira adulta reprodutiva na Área

2, duas adultas reprodutivas na Área 5 e três adultas reprodutivas na Área 6 (Figura 2). Não observei nenhuma palmeira com $DAS \geq 450$ mm na Área 7, mas cerca de 20 palmeiras foram plantadas recentemente em uma propriedade particular.

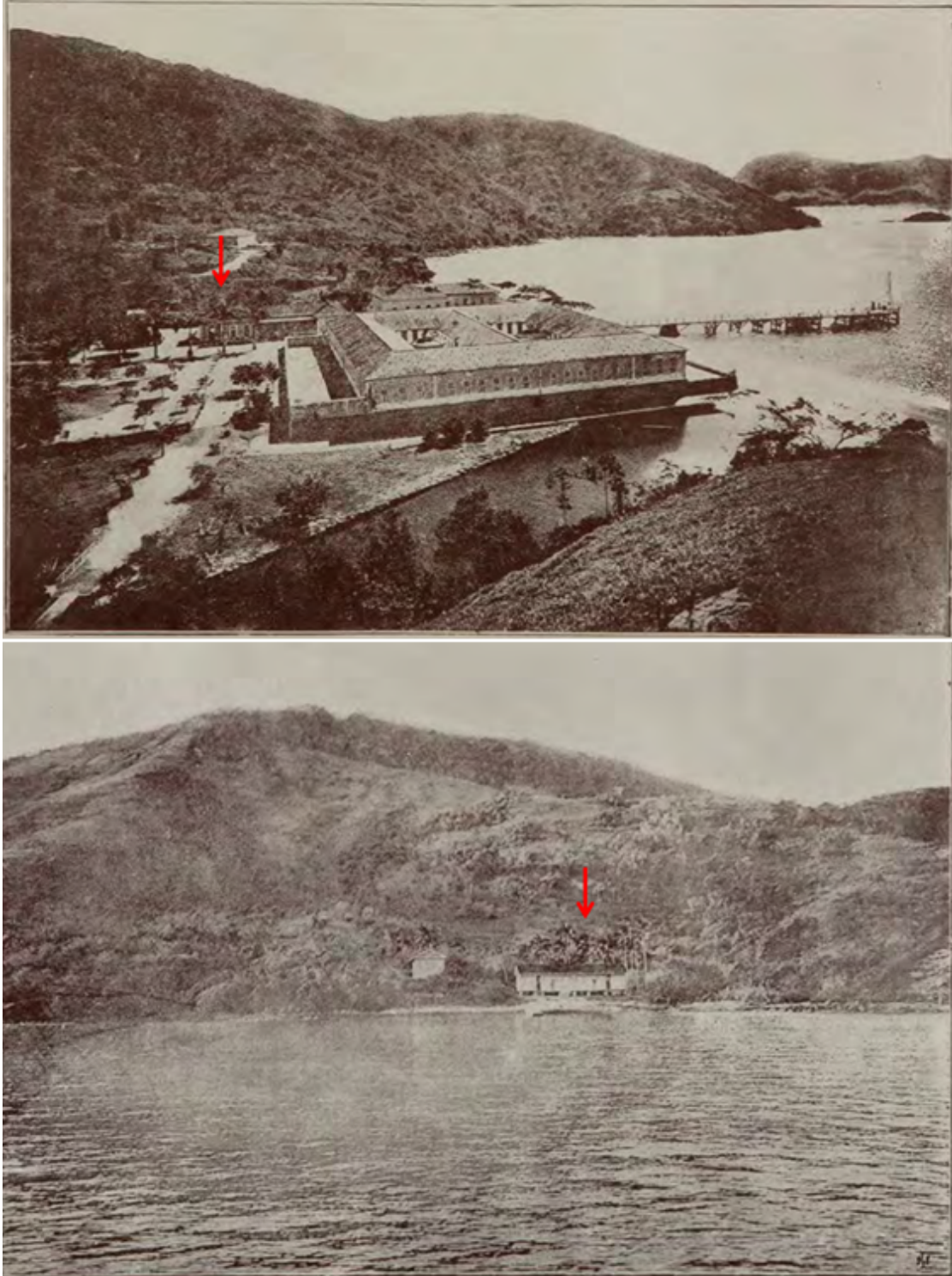
Figura 2 – Mapa de calor de ocorrência de indivíduos de *Roystonea oleracea* (palmeira imperial) na Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Área 1, Área 3 e Área 4 são os locais onde palmeiras adultas reprodutivas (i.e., diâmetro na altura do solo ≥ 450 mm) foram mais abundantes. O processo de invasão foi mais avançado na Área 1 e na Área 3, onde algumas palmeiras reprodutivas foram observadas distantes mais de 100 metros em relação à população de origem.



Fonte: O autor, 2018.

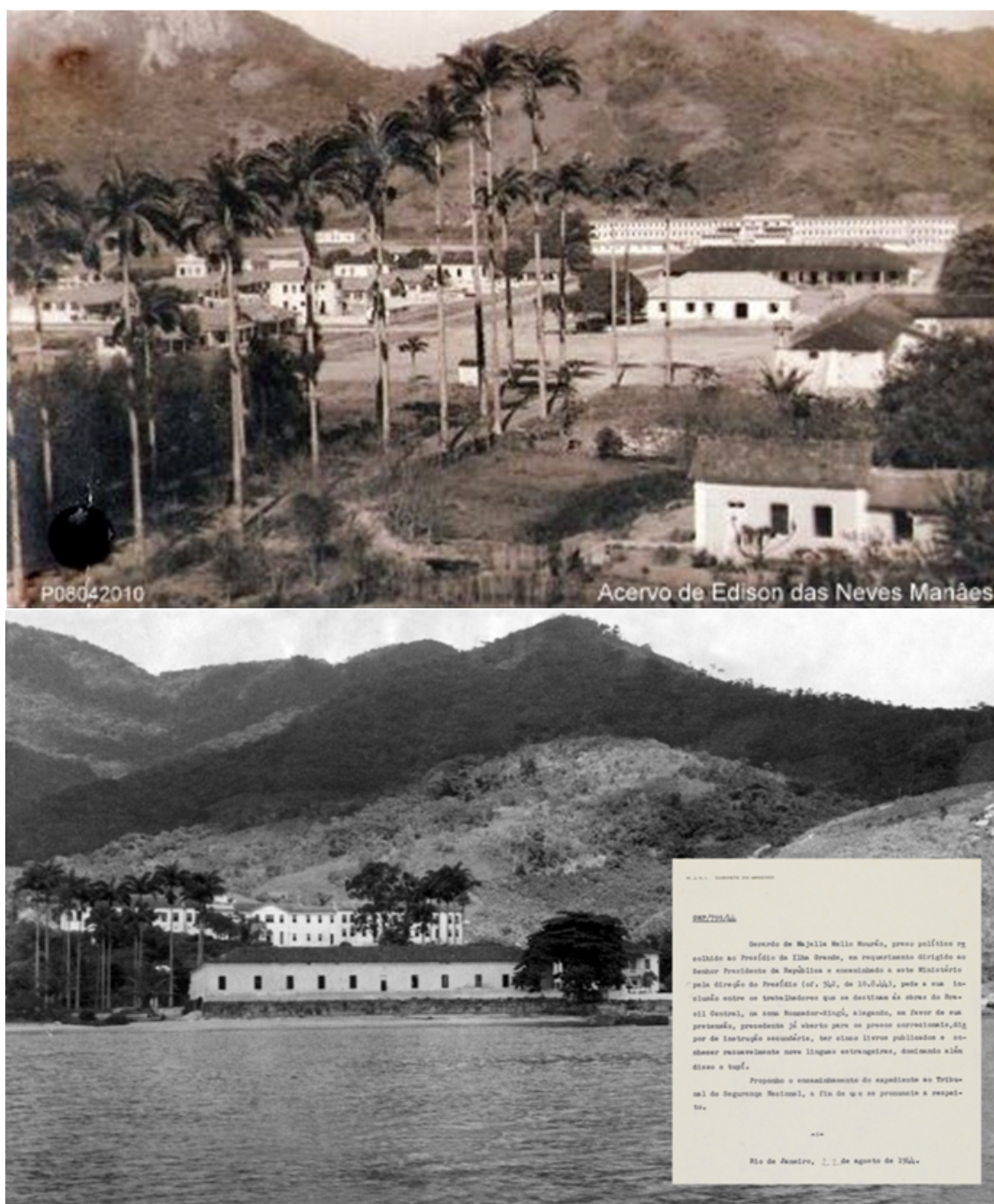
O tempo mínimo de residência de *Roystonea oleracea* na Ilha Grande foi estimado em 109 anos. Cheguei a esta conclusão revisando os registros fotográficos da espécie na ilha a partir de 1909. Uma aléia de palmeiras imperiais é visível nas fotografias do Lazareto da Ilha Grande, antiga Fazenda do Holandes (Área 3; Figura 3). Outra fotografia da mesma área, datada de 1956 (Figura 4), mostra que estas palmeiras já haviam atingido a maturidade. Algumas características que caracterizam a espécie quando adulta podem ser observadas, como o formato do estipe e da coroa foliar. Nenhuma outra palmeira é visível na área. Como não encontrei registros fotográficos da palmeira na ilha antes de 1909, este ano foi determinado como o primeiro registro oficial de *R. oleracea* na Ilha Grande.

Figura 3 – Fotografias tiradas no ano de 1909 com palmeiras imperiais *Roystonea oleracea* (setas vermelhas) em duas localidades na Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Fotografia superior: antigo Lazareto da Ilha Grande (Área 3). Fotografia inferior: Laboratório bacteriológico nas proximidades do Lazareto.



Fonte: Barbosa e Rezende, 1909.

Figura 4 – Fotografias mostrando as aleias da palmeira imperial *Roystonea oleracea* na Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro, Brasil. Foto superior: entrada da Vila Dois Rios (Área 1), antiga área da Fazenda Dois Rios, em 1943. Fonte: Coleção Edison das Neves Manães. Foto inferior: Lazareto da Ilha Grande, em 1956. A construção maior na parte de trás era a antiga casa da Fazenda do Holandês.



Fonte: desconhecida. Imagem obtida por pesquisa no Google, 2017.

1.4 Discussão

O fato de *Roystonea oleracea* se reproduzir, mantendo populações autossustentáveis e se espalhar para outras áreas distantes (> 100 m) em relação à população fonte, indica que a espécie atingiu o último estágio no processo de invasão (Richardson et al. 2000; Blackburn et al. 2011). Além de adultos, também observamos indivíduos em outros estágios ontogenéticos nestas áreas, especialmente plântulas (veja definição em Zucaratto e Pires 2014), caracterizando recrutamento. Estes resultados são preocupantes, dado o fato de que a eficiência de manejo tende a ser reduzida e os custos aumentados quando espécies exóticas alcançam o estágio final do processo de invasão (e.g., Simberlof et al. 2013). Os resultados também mostraram a relevância do uso de atributos históricos como um recurso em estudos com espécies não nativas. Registros históricos permitiram verificar que as áreas onde a palmeira é atualmente mais abundante foram antigas fazendas do século XIX, onde as palmeiras foram introduzidas (Mello 1987). Isto demonstra a importância destas propriedades na introdução da palmeira imperial na Ilha Grande.

O plantio de palmeira imperial nestas fazendas seguia a configuração paisagística do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (D'Elboux 2006). As palmeiras eram plantadas em filerias, formando aléias na entrada principal das propriedades. Na Área 1 e na Área 3, pude observar aléias de palmeiras imperiais com características que indicam que são palmeiras centenárias (DAS > 800 mm, altura > 30 m; Johnson 1976). Estas aléias podem ser vistas em fotografias tiradas nos anos de 1940 (Área 1, Figura 4) e 1950 (Área 3, Figura 4). Além da população reportada no artigo de Zucaratto e Pires (2014) na Área 1, outras duas áreas abrigam populações estabelecidas. Estas populações são formadas por elevado número de indivíduos adultos, muitos deles reprodutivos. É importante notar que estas populações estão estabelecidas em áreas pantanosas ou próximos a rios, atributos que favorecem a dominância da palmeira imperial em sua área nativa (Bonadie 1998; Colonello et al. 2016). Estes fatores podem ter contribuído para que a Área 1 tenha a maior população de palmeiras registrada na ilha.

Determinei a data de introdução de *Roystonea oleracea* na Ilha Grande baseado no tempo mínimo de residência verificado para a espécie. O tempo mínimo de residência é amplamente utilizado para estimar a data de introdução de espécies não nativas quando os registros são incompletos para determinada área (Wu et al. 2003; Castro et al. 2005;

Wilson et al. 2007; Pysek et al. 2015). Porém, a maioria dos estudos com tempo mínimo de residência utiliza registros de herbários das espécies (e.g. data da primeira coleta da espécie em uma região). Entretanto, os registros de herbários para as espécies exóticas geralmente só são obtidos após as espécies se estabelecerem em áreas naturais (i.e., a espécie ultrapassar a sua lag fase; Sakai et al. 2001). Não encontrei nenhuma exsicata da palmeira imperial coletada na Ilha Grande depositada no herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. É provável que a palmeira imperial tenha sido introduzida na Ilha Grande antes de 1909, o que é confirmado pela presença das palmeiras nas fotografias tiradas na ilha (na Figura 3 as palmeiras têm mais de 10 m de altura). A idade exata destas palmeiras não pode ser estimada, pois o número de cicatrizes foliares teria que ser contado, mas não é visível nas fotografias (e.g., Chrales-Dominique 2001). No entanto, o tamanho das palmeiras e as áreas caracterizadas nas fotografias (antigas fazendas do século XIX), bem como o fato de *R. oleracea* ser a única espécie do gênero presente na ilha, reforçam que o uso de atributos históricos é indicador valioso para estimar o tempo de mínimo de residência de uma espécie exótica.

Dado que a palmeira imperial alcançou o estágio final do processo de invasão, medidas de manejo para sua erradicação e controle são requeridas urgentemente. O manejo deveria começar em locais com baixas densidades de palmeiras ou por palmeiras isoladas, pois isto favoreceria o controle e a erradicação nestas áreas (Moody e Mack 1988). Sendo assim, as Áreas 2, 5, 6 e 7 foram identificadas como prioritárias para o controle ou erradicação da palmeira. Estas áreas são todas propriedades particulares, exigindo, portanto, a colaboração dos proprietários. Entretanto, o manejo pode ser mais viável nas Áreas 1 e 3, que são administradas por órgãos públicos. Porém, nestas áreas as densidades de palmeiras são altas e um valor cênico é atribuído às palmeiras, devido ao fato do turismo ser a principal atividade econômica nestes locais. A longa história de *Roystonea oleracea*, especialmente no contexto do Império Brasileiro, concedeu à palmeira uma grande apreciação pública. Programas de manejo para erradicação de espécies invasoras apreciadas pelo público enfrentam uma forte oposição (Sharp et al. 2011). Esta oposição pode ser especialmente negativa, dado o cenário atual da crise científica e econômica do país nos últimos anos (Fernandes et al. 2017; Overbeck et al. 2018).

É importante enfatizar que qualquer medida de manejo em relação à palmeira imperial na ilha deve ser realizada considerando a participação da sociedade civil,

especialmente os moradores locais, explicando os problemas e os impactos das invasões biológicas e propondo a substituição da palmeira imperial por espécies nativas. O envolvimento dos residentes locais pode ajudar a mitigar os conflitos entre os moradores e os tomadores de decisão, aumentando as chances de sucesso dos programas de manejo em relação à palmeira. Estudos demográficos com a palmeira imperial também podem ajudar a resolver conflitos de gestão em áreas onde a palmeira tem valor cênico. Estes estudos devem focar nas taxas de crescimento populacional e nos estágios do ciclo de vida da palmeira que mais contribuem para o crescimento da população e a invasão. O manejo poderia então ser direcionado para os indivíduos nestes estágios do ciclo de vida e que estão localizados no entorno das áreas cênicas, reduzindo as taxas de crescimento populacional e prevenindo futura dispersão. Alternativamente, os cachos de frutos podem ser cortados durante o estágio de floração, para prevenir a maturação e dispersão das sementes das palmeiras que forem mantidas. Uma possível interação com animais também deve ser levada em consideração, uma vez que algumas palmeiras foram observadas além das populações fontes. Um estudo conduzido na Ilha Grande com outra planta invasora, a jaca *Artocarpus heterophyllus*, mostrou que animais nativos, ao dispersarem principalmete sementes de jaca, não cumpriram seu papel como dispersores de sementes de plantas nativas (Raíces et al. 2017). Como isso também pode ocorrer com a palmeira imperial, estudos sobre a interação de animais nativos e a dispersão de sementes da palmeira também devem ser desenvolvidos.

1.5 Referências

Alho CJR, Schneider M, Vasconcellos LA. 2002. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal of Biology*. 62:375-385.

Barbosa P, Rezende CB .1909. Os serviços de saúde pública no Brasil, especialmente na cidade do Rio de Janeiro. 1ª Ed. Rio de Janeiro: Imprensa Nacional. 706 p.

Blackburn TM, Pysek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarosik V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 26:333–339.

Bonadie WA. 1998. The ecology of *Roystonea oleracea* palm swamp Forest in the Nariva Swamp (Trinidad). *Wetlands*. 18:249-255.

- Bucharova A, van Kleunen M. 2009. Introduction history and species characteristics partly explain naturalization success of North American woody species in Europe. *Journal of Ecology*. 97:230–238.
- Callado CH, Barros AAM, Ribas LA, Albarello N, Gagliardi R, Jascone CE. 2009. Flora e Cobertura Vegetal. In: Bastos M, Callado CH, editores. 1ª ed. O Ambiente da Ilha Grande. Rio de Janeiro: Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável. p 91–161.
- Castro SA, Figueroa JA, Munoz-Schick M, Jaksic FM. 2005. Minimum residence time, biogeographical origin, and life cycle as determinants of the geographical extent of naturalized plants in continental Chile. *Diversity and Distribution*. 11:183–191.
- Charles-Dominique P, Chave J, Vezzoli C, Dubois MA, Riéra B. 2001. Growth strategy of the understorey palm *Astrocaryum sciophilum* in the rainforest of French Guiana. In: Gottsberger G, Liede S, editors. Life forms and dynamics in tropical forests. 1st ed. Berlin: Stuttgart. p 153–163.
- Chen C, Wang QH, Wu JY, Huang D, Zhang WH, Zhao N, Li XF, Wang LX. 2016. Historical introduction, geographical distribution, and biological characteristics of alien plants in China. *Biodiversity and Conservation*. 26:353–381.
- Collonello G, Allende JRG, Molina IM. 2016. *Roystonea oleracea* (Arecaceae) communities in Venezuela. *Botanical Journal of Linnean Society*. 182:439-450.
- Dean WA. 1989. Botânica e a política imperial: introdução e adaptação de plantas no Brasil Colonial e Imperial. Instituto de Estudos Avançados (USP). 17:1-20.
- Dean WA. 1996. A ferro e fogo: a história da devastação da Mata Atlântica. 1ª Ed. São Paulo: Cia das Letras. 484 p.
- D'Elboux RMM. 2006. Uma promenade nos trópicos: os barões do café sob as palmeiras-imperiais, entre o Rio de Janeiro e São Paulo. *Anais do Museu Paulista*. 14:193-250.
- Feng Y, Maurel N, Wang Z, Ning L, Yu FH, van Kleunen M. 2016. Introduction history, climatic suitability, native range size, species traits and their interactions explain establishment of Chinese woody species in Europe. *Global Ecology and Biogeography*. 25:1355–1366.
- Fernandes GW, Vale MM, Overbeck GE, Bustamante MMC, Grelle CEV, Bergalo HG, Magnusson WE, Akama A, Alves SS, Amorim A et al. 2017. Dismantling Brazil's science threatens global biodiversity heritage. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 15(3): 239-243.
- Gerson B. 1965. Histórias das ruas do Rio. Rio de Janeiro: Livraria Brasileira. 4ª Ed. 400 p.
- INEA – Instituto Estadual do Ambiente (2013) Parque Estadual da Ilha Grande: plano de manejo, Rio de Janeiro.

- Harris CJ, Murray BR, Hose GC, Hamilton MA. 2007. Introduction history and invasion success in exotic vines introduced to Australia. *Diversity and Distribution*. 13:467-475.
- Henderson A, Galeano G, Bernal R. 1995. Field guide to the palms of the Americas. 1st ed. New Jersey: Princeton University Press. 363 p.
- Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2018. Brazil Database of Invasive Alien Species. Available from: <http://i3n.institutohorus.org.br/www>.
- Johnson DV. 1976. Palm longevity. *Principes*. 20:70-71.
- van Kleunen M, Dawson W, Essl F, Pergl J, Winter M, Weber E, Kreft H, Weigelt P, Kartesz J, Nishino M et al. 2015. Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*. 525:100–103.
- Lorenzi H, Souza HM, Costa JTM, Cerqueira LSC, Ferreira E. 2004. Palmeiras brasileiras e exóticas cultivadas. 1^a Ed. São Paulo: Nova Odessa. 416 p.
- Mack MC, D'Antonio CM. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*. 13:195–198.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. 2000. Biotic invasions, causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*. 10:689–710.
- Mello CEHV. 1987. Apontamentos para servir à história fluminense: Ilha Grande, Angra dos Reis. 1^a Ed. Angra dos Reis: Conselho Municipal de Cultura. 109 p.
- Meyer JY, Lavergne C, Hodel DR. 2008 Time bombs in gardens: invasive ornamental palms in tropical islands, with emphasis on French Polynesia (Pacific Ocean) and the Mascarenes (Indian Ocean). *Palms*. 52:23-35.
- Moody ME, Mack RN. 1988. Controlling the spread of plant invasions - the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology*. 25:1009–1021.
- Nascimento MT, Araújo RM, Dan ML, Netto EBF, Braga JMA. 2013. The imperial palm (*Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook) as an invasive species of a wetland in Brazilian Atlantic forest. *Wetlands Ecology and Management*. 21:1-5.
- Oliveira AR, Teixeira ML, Reis R. 2009. As palmeiras-imperiais do Jardim Botânico. 1^a Ed. Rio de Janeiro: Dantes Editora. 110 p.
- Oliveira RR. 2002. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguésia*. 53:33–58.
- Overbeck GE, Bergallo HG, Grelle CE, Akama A, Bravo F, Colli GR, Magnusson WE, Tomas WM, Fernandes GW. 2017. Global biodiversity threatened by science budget cuts in Brazil. *BioScience*. 68(1), 11-12.

- Pysek P, Manceur AM, Alba C, McGregor KF, Pergl J, Stajerova K, Chytry M, Danihelka J, Kartesz J, Klimesova J, Lucanova M., Moravcova L, Nishino M, Sadlo J, Suda J, Tichy L, Kuhn I. 2015. Naturalization of central European plants in North America: species traits, habitats, propagule pressure, residence time. *Ecology*. 96:762–774.
- Raíces DSL, Ferreira PM, Mello JHF, Bergallo HG. 2017. Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research*. 2:78–89.
- Rejmánek M. 2000. Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology*. 25:497-506.
- Rejmánek M, Richardson DM. 1996 What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*. 77:1655–1660.
- Richardson DM, Rejmánek M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species-a global review. *Diversity and Distribution*. 17:788–809.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Michael GB, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution*. 6:93-107.
- Rodrigues JB. 1893. *Hortus Fluminensis*. 1^a ed. Rio de Janeiro: Leuzinger. 455 p.
- Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, Lodge DM, Molofsky J, With KA, Baughman S, Cabin RJ, Cohen JE, Ellstrand NC, McCauley DE, O’Neil P, Parker MI, Thompson JN, Weller SG. 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*. 32:305–332.
- Sarthou C. 1965. *Relíquias da cidade do Rio de Janeiro*. 2^a Ed. Rio de Janeiro: Atheneu. 153 p.
- Sharp RL, Larson LR, Green GT. 2011. Factors influencing public preferences for invasive alien species management. *Biological Conservation*. 144:2097–2104.
- Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, Garcia-Berthou E, Pascal M, Pysek P, Sousa R, Tabacchi E, Vilà M. 2013. Impacts of biological invasions: what’s what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*. 28:58–66.
- Svenning JC. 2002. Non-native ornamental palms invade a secondary tropical forest in Panama. *Palms*. 46:81-86.
- Theoharides KA, Dukes JS. 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist*. 176:256–273.

Wilson JRU, Richardson DM, Rouget M, Proches S, Amis MA, Henderson L, Thuiller, W. 2007. Residence time and potential range: crucial considerations in modelling plant invasions. *Diversity and Distribution*. 13:11–22.

Wu SH, Chaw SM, Rejmánek M. 2003. Naturalized Fabaceae (Leguminosae) species in Taiwan: the first approximation. *Botanical Bulletin Academia Sinica*. 44:59–66.

Zenni RD, Dickie IA, Wingfield MJ, Hirsch H, Crous CJ, Meyerson LA, Burgess TI, Zimmerman TG, Klock MM, Sieman E, Erfmeier A, Aragon R, Moniti L, Le Roux JJ. 2017. Evolutionary dynamics of tree invasions following the unified framework for biological invasions. *AoB Plants*. 9:plw085.

Zona S. 1996. *Roystonea* (Arecaceae: Arecoideae). *Flora Neotropica*. 71:1-35.

Zucaratto R, Pires AS. 2014. The exotic palm *Roystonea oleracea* (Jacq.) O. F. Cook (Arecaceae) on an island within the Atlantic Forest Biome: naturalization and influence on seedling recruitment. *Acta Botanica Brasilica*. 28: 417-421.

2 ATIRANDO NOS GIGANTES: MODELOS DE PROJEÇÕES INTEGRAIS COMO FERRAMENTA PARA MANEJAR UMA PALMEIRA INVASORA

2.1 Introdução

Os ecossistemas insulares são *hotspots* para a riqueza de espécies exóticas e correspondem a aproximadamente metade das regiões do globo com a ocorrência de plantas exóticas naturalizadas (van Kleunen et al. 2015; Dawson et al. 2017). Diversas são as razões para a introdução de plantas exóticas em novas áreas, com as espécies comumente sendo introduzidas com o propósito de horticultura ou ornamentação (Wilson et al. 2009; Rejmánek e Richardson 2011). Porém, para que uma planta exótica se torne invasora em sua nova área de ocorrência, fatores como a reprodução, o ciclo de vida da espécie e as taxas de crescimento populacional desempenham um papel fundamental (Rejmánek e Richardson 1996; Catford et al. 2016). Em plantas exóticas com ciclo de vida longo, como as espécies de porte arbóreo, pode se passar algum tempo desde a sua introdução até a subsequente dispersão, período conhecido como fase de latência (Kowarik 1995; Crooks e Soulé 1999). Muitas espécies só são percebidas em uma nova área após deixarem a sua fase de latência, tendo ultrapassado a dinâmica transiente e atingido a dinâmica assintótica (Strayer et al. 2017). Nesta estapa, a planta já pode ser considerada invasora e alguns impactos negativos sobre espécies nativas podem ser esperados (Simberloff 2011, Simberloff et al. 2013).

As palmeiras estão entre as principais plantas que, dado o seu valor ornamental, são introduzidas em diversos locais fora de sua área de ocorrência natural, podendo se tornar invasoras e ameaçar espécies nativas (Dislich et al. 2002; Svenning 2002; Christianini 2006; Meyer et al. 2008; Delnatte e Meyer 2012). Alguns estudos têm reportado que palmeiras invasoras podem afetar negativamente a assembléia de artrópodes, o recrutamento de plântulas e reduzir a população de palmeiras nativas (Holmquist et al. 2011; Zucaratto e Pires 2014; Condé et al. 2016). Além disso, algumas palmeiras podem ser favorecidas em ambientes perturbados, onde elas podem prosperar (Aguiar e Tabarelli 2010; Andreazzi et al. 2012). Dentre as características que contribuem para o potencial de invasão em palmeiras estão a ampla variedade de vertebrados interagindo com seus frutos (Zona e Henderson 1989; Andreazzi et al. 2009), o que aumenta a probabilidade de colonização de novas áreas, e a sua distribuição

agregada (Beck e Terborgh 2002), o que favorece uma alta densidade populacional em escalas locais.

Manejar populações de plantas invasoras envolve um planejamento adequado, de modo que os esforços devem ser direcionados na tentativa de mitigar os efeitos das espécies e conter a dispersão para novas áreas, já que a erradicação nesta fase é praticamente impossível (Blackburn et al. 2011). Uma ferramenta que tem ajudado no manejo de plantas invasoras é o uso de modelos populacionais. Por meio destes modelos é possível estimar a taxa de crescimento das populações (λ) bem como quais os parâmetros demográficos que mais impactam a taxa de crescimento e seriam alvos de manejo (Sakai et al. 2001; Kerr et al. 2016). A maioria dos estudos têm utilizado modelos matriciais para fazer tais previsões (DeWalt 2006; Ramula et al. 2008; Iles et al. 2016). No entanto, o problema dos modelos matriciais é a definição arbitrária dos indivíduos em estágios de tamanho ou classes, o que pode gerar estimativas inadequadas das taxas de crescimento populacional e também afetar a interpretação das análises de perturbação (Easterling et al. 2000). Na tentativa de mitigar os problemas decorrentes do uso dos modelos matriciais, foram propostos os modelos de projeções integrais (IPMs; Easterling et al. 2000; Ellner and Rees 2006). Os IPMs são extensões dos modelos matriciais e conservam as propriedades essenciais das matrizes como a taxa de crescimento da população, a distribuição de tamanho estável, os valores reprodutivos. No entanto, em vez de agrupar os indivíduos por classes ou estágios de tamanho, os IPMs utilizam uma variável de estado contínua (tamanho do indivíduo, diâmetro) para fazer tais previsões, gerando resultados mais seguros (Ramula et al. 2009; Merow et al. 2014).

A palmeira imperial *Roystonea oleracea* é uma planta de ciclo de vida longo e está entre as mais altas do mundo (Henderson et al. 1995). Seu estipe reto e de grande diâmetro lembra as colunas de templos gregos e isso favoreceu que a espécie tenha sido cultivada como ornamental por todo o mundo (Lorenzi et al. 2004). No Brasil, a espécie foi introduzida pela corte portuguesa no início do século XIX, na cidade do Rio de Janeiro (Sarhou 1965; Oliveira et al. 2009). A disseminação da espécie pelo estado do Rio de Janeiro começou por volta de 1850, quando a palmeira foi amplamente utilizada na ornamentação dos jardins das fazendas no período imperial brasileiro (D'Elboux 2006). Algumas destas fazendas se localizavam na Ilha Grande, uma área de Floresta Atlântica que foi bastante impactada por distúrbios de origem antrópicas tais como fragmentação, cultivo de cana-de-açúcar, cultivo de café (Dean 1989; Alho et al. 2002;

Oliveira 2002). A palmeira é considerada invasora na Ilha e em alguns locais é possível notar a presença de adensamentos formados por indivíduos de *R. oleracea*, principalmente em áreas que foram antigas fazendas (Zucaratto et al., submetido). Em um estudo realizado com a palmeira na Ilha, foi reportada uma população autossustentável impactando negativamente o recrutamento de outras espécies de plantas, apontando para a necessidade de manejar a espécie (Zucaratto e Pires 2014).

Entender a dinâmica populacional de plantas invasoras, em especial aquelas com ciclo de vida longo, é essencial para se delinear medidas eficazes de manejo. Utilizando modelos de projeções integrais (IPMs) nós analisamos a demografia de três populações da palmeira exótica *Roystonea oleracea* na Ilha Grande, buscando responder às seguintes questões: (i) Quais as variações nas taxas vitais (sobrevivência, crescimento e fecundidade) dos indivíduos nas populações? (ii) Quais são suas taxas de crescimento populacional (λ)? (iii) Quais taxas vitais mais impactam as taxas de crescimento populacional (λ) e seriam alvos prioritários para ações de controle e erradicação?

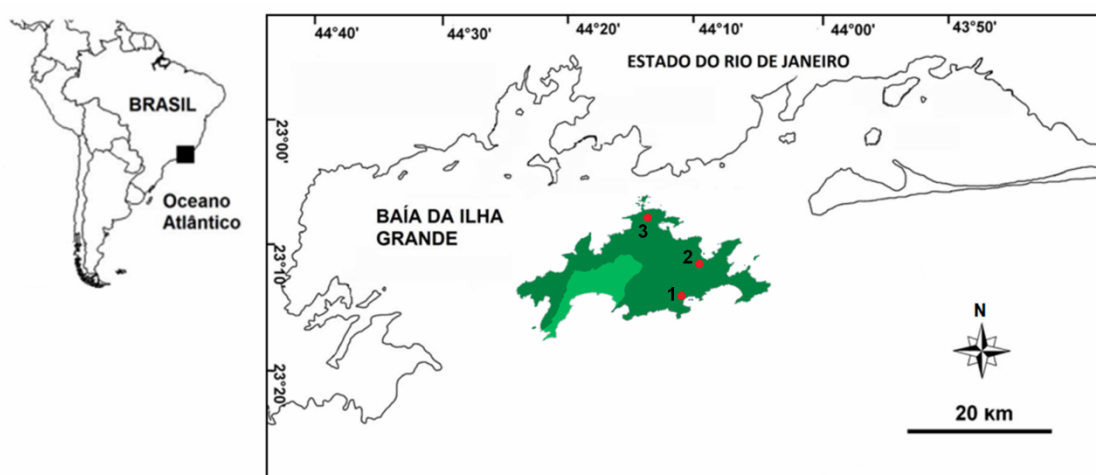
2.2 Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

Desenvolvi o estudo na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil (23°05'2,01" e 23°12'21,35"S; 44°05'39,57" e 44°22'33,32"O; Figura 5). A Ilha Grande abrange uma área de 19.300 ha e é considerada pela UNESCO como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Duas grandes Unidades de Conservação (UCs) estão inseridas na Ilha Grande, o Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG, 12.052 ha) e a Reserva Biológica Estadual da Praia Sul (REBIO Praia do Sul, 3.600 ha). As duas UCs representam 81% da área da ilha. O relevo da região é bastante acidentado, com altitudes variando de 0 a 1.031 m. O clima é tropical úmido com temperatura média mensal de 21°C e a precipitação anual excedendo 2200 mm (INEA 2013). A vegetação é típica da Floresta Atlântica, caracterizada por áreas de Floresta Ombrófila Densa, existindo também outras fitofisionomias como restingas e manguezais (Alho et al. 2002, INEA 2013). Aproximadamente, 43% da vegetação da Ilha é formada por florestas secundárias

e em estágios iniciais de regeneração, resultante de ações antrópicas iniciadas com a colonização portuguesa no Brasil (Alho et al. 2002, Callado et al. 2009).

Figura 5 – Localização da área de estudo, Ilha Grande, município de Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil.



Legenda: área em verde escuro representa o Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG); área em verde claro representa a Reserva Biológica Estadual da Praia Sul (RBEPS). Pontos em vermelho representam as três localidades com maiores abundâncias de indivíduos da palmeira exótica *Roystonea oleracea*, onde realizei os estudos demográficos. 1 – Vila Dois Rios; 2 – Vila do Abraão; 3 – Freguesia de Santana.

Fonte: O autor, 2018.

2.2.2 Coleta de dados

Percorri as principais trilhas e locais habitados da Ilha Grande para localizar áreas com a presença da palmeira. Identifiquei sete áreas com a presença da espécie na Ilha. Para o estudo da dinâmica populacional selecionei as três localidades com maior abundância da palmeira, sendo uma próxima à Vila Dois Rios (1), uma próxima à Vila do Abraão (2) e outra em Freguesia de Santana (3; Figura 5). Este critério de escolha permite uma análise mais robusta da dinâmica populacional, pois a análises é feita com um número maior de indivíduos. Em cada população estabeleci parcelas de 40 x 40 m, sendo três parcelas para a “População 1” (área total amostrada, 4800 m²) e três parcelas para a “População 2” (área total amostrada, 4800 m²). Para a “População 3”, estabelecemos apenas uma parcela (área total amostrada, 1600 m²), uma vez que a área ocupada pela

palmeira nesta localidade era menor em relação às áreas das populações 1 e 2. Medii o diâmetro na altura do solo (DAS) para todos os indivíduos de *Roystonea oleracea* encontrados dentro das parcelas e identifiquei cada um com placas de alumínio numeradas. Registreii as coordenadas geográficas de cada indivíduo com o auxílio de um aparelho de posicionamento global (GPS). Realizeii um censo anual em cada população no período de 2015 a 2018, nos meses de maio (População 1), junho (População 2) e agosto (População 3). Em cada censo populacional medii a sobrevivência (S), crescimento (C) e fecundidade (F) para todos os indivíduos. A fecundidade foi estimada anualmente como a razão entre o número de novos recrutas (plântulas) no tempo $t + 1$ e o número de indivíduos reprodutivos (adultos) no tempo t , em cada área amostrada. local. Para cada população, contabilizeii o número total de plântulas nas parcelas (no tempo $t + 1$) e dividi pelo número total de palmeiras adulta nas parcelas (no tempo t). Fiz isto para cada uma das populações e em cada intervalo amostral. As plântulas (indivíduos sem estipe aparente e com folhas não pinadas) e os adultos (indivíduos com estipe visível, folhas completamente pinadas e sinais corrente ou passado de reprodução) foram definidos de acordo com Zucaratto e Pires (2014).

2.2.3 Análise dos dados

Para o cálculo da taxa finita de crescimento populacional (λ) e dos parâmetros do ciclo de vida (sobrevivência, crescimento e mortalidade) de cada indivíduo nas populações utilizeii Modelos de Projeções Integrais (*Integral Projection Models – IPM*, Easterling et al. 2000). Os IPMs eliminam a necessidade de se dividir os indivíduos em classes discretas de tamanhos, como são feitos nos modelos matriciais, utilizando uma variável de estado contínua (tamanho do indivíduo, altura, diâmetro, etc., Easterling et al. 2000).

O Modelo de Projeção Integral descreve a dinâmica populacional por meio da equação:

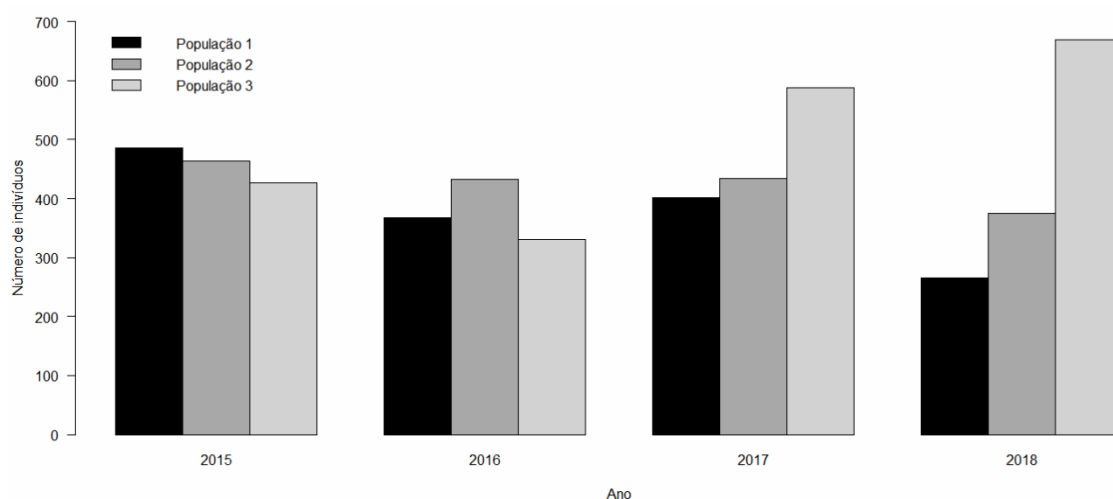
$$n(y, t + 1) = \int^u k(y,x)n(x,t)dx$$

em que $[L,U]$ indica os possíveis tamanhos mínimos e máximos x no tempo t , y é o tamanho no tempo $t + I$. K é o núcleo de projeção kernel, que substitui a matriz de tamanho dos modelos matriciais (Easterling et al. 2000). O núcleo de projeção kernel é construído a partir de uma função P e uma função F (Easterling et al. 2000, Ellner e Rees 2006, Zuidema et al. 2010). A função P descreve a probabilidade de sobrevivência de um indivíduo no intervalo do censo, e caso isso aconteça, a distribuição da probabilidade para o tamanho que ele possa ter. A função F descreve o número de recrutas produzidos por indivíduos reprodutivos durante o intervalo do censo e a distribuição de tamanho para essa nova prole (Easterling et al. 2000, Ellner e Rees 2006, Zuidema et al. 2010). Realizando a integral do núcleo de projeção kernel obtém-se as taxas de crescimento populacional λ , para intervalos de tempo determinados. Valores de $\lambda = 1$ indicam população estável, $\lambda > 1$ indicam crescimento populacional e $\lambda < 1$ indicam declínio populacional. Para avaliar a contribuição relativa das taxas vitais do ciclo de vida (sobrevivência, crescimento e fecundidade) na taxa de crescimento populacional λ utilizei análises de elasticidade (Caswel 2001). Realizei todas as análises no programa R (R Development Core Team, 2016) utilizando o pacote IPMPack (Metcalf et al. 2013).

2.3 Resultados

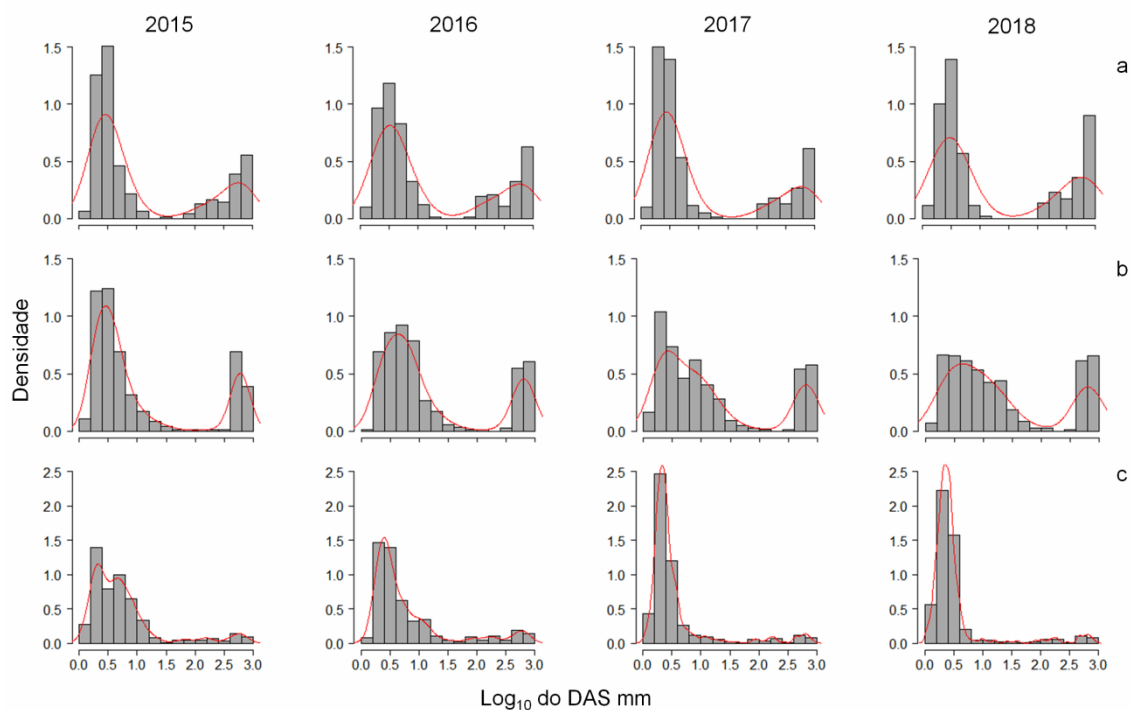
O número de indivíduos nas populações variou de 265 a 670 durante todo o intervalo amostral (2015 – 2018, Figura 6). A distribuição de diâmetro dos indivíduos também diferiu entre as populações. Registrei indivíduos com diâmetros na altura do solo (DAS) entre 1 e 1000 mm, com uma maior quantidade abaixo de 100 mm em todas as populações e em todos os anos. Para as populações 1 e 2, também registrei elevado número de indivíduos com DAS acima de 500 mm (Figura 7).

Figura 6 – Número de indivíduos registrados em três populações da palmeira exótica *Roystonea oleracea* no período de 2015 a 2018, em três localidades na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.



Fonte: O autor, 2018.

Figura 7 – Histogramas de densidades da variação no número de indivíduos para cada classe de diâmetro na altura do solo (DAS) em três populações da palmeira exótica *Roystonea oleracea* na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.



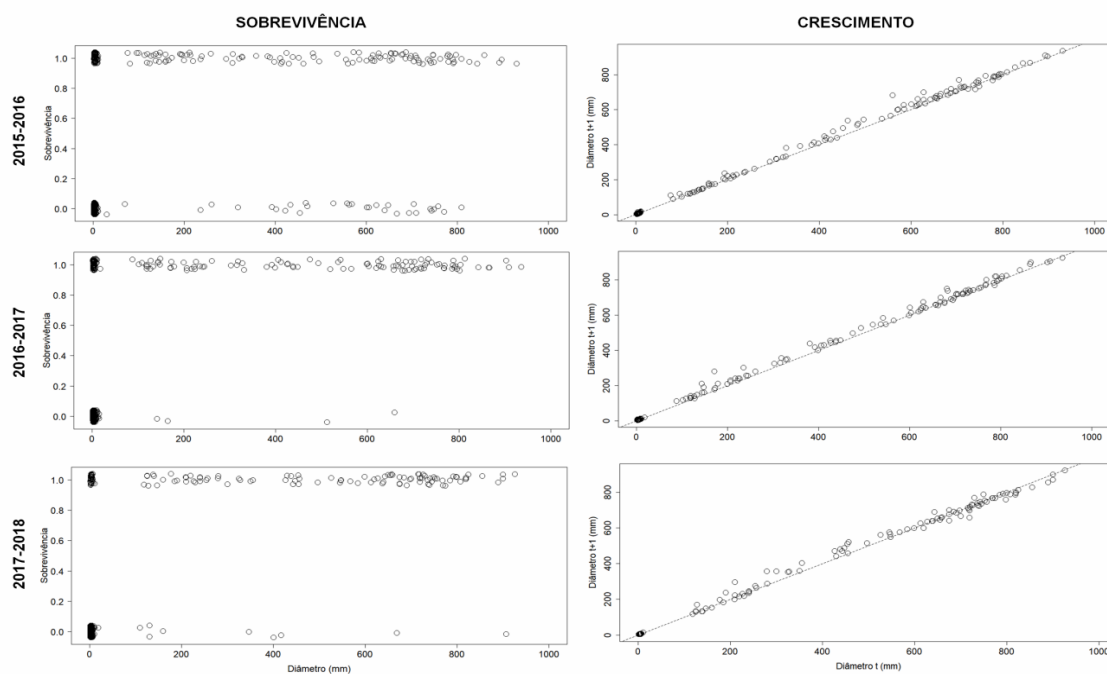
Legenda: (a) População 1; (b) População 2; (c) População 3. O eixo x encontra-se em escala logarítmica (2,0 = 100 mm). Note a diferença na escala do eixo y na População 3.

Fonte: O autor, 2018.

Encontrei uma alta mortalidade em indivíduos com DAS entre 0 e 10 mm, em todos os intervalos amostrais e para todas as populações (População 1, Figura 8; População 2, Figura 9; População 3, Figura 10). Para a População 1, também registrei a mortalidade de 29 indivíduos com DAS entre 200 e 800 mm no primeiro intervalo amostral (Figura 8). Encontrei indivíduos sobreviventes em todas as classes de diâmetro na População 1 (Figura 8) e População 3 (Figura 10), em todos os intervalos amostrais. Para a População 2, registrei indivíduos sobreviventes principalmente entre 0 e 100 mm e entre 400 e 850 mm, para todos os intervalos (Figura 9).

Em relação ao crescimento, de maneira geral, indivíduos com menores diâmetros ($DAS < 50$ mm) permaneceram em estase (não mudaram de tamanho), em todas as populações (População 1, Figura 8; População 2, Figura 9; População 3, Figura 10). Acima desse diâmetro, registrei maior número de indivíduos em estase ou aumentando de tamanho na População 1 (Figura 8) e População 2 (Figura 9), em todos os intervalos amostrais. Também observei isto na População 3, no primeiro e segundo intervalo amostral, e um maior número de indivíduos em estase no último censo (Figura 10). Registrei fecundidade apenas em indivíduos com $DAS > 500$ mm e os valores diferiram entre as populações (Figura 11).

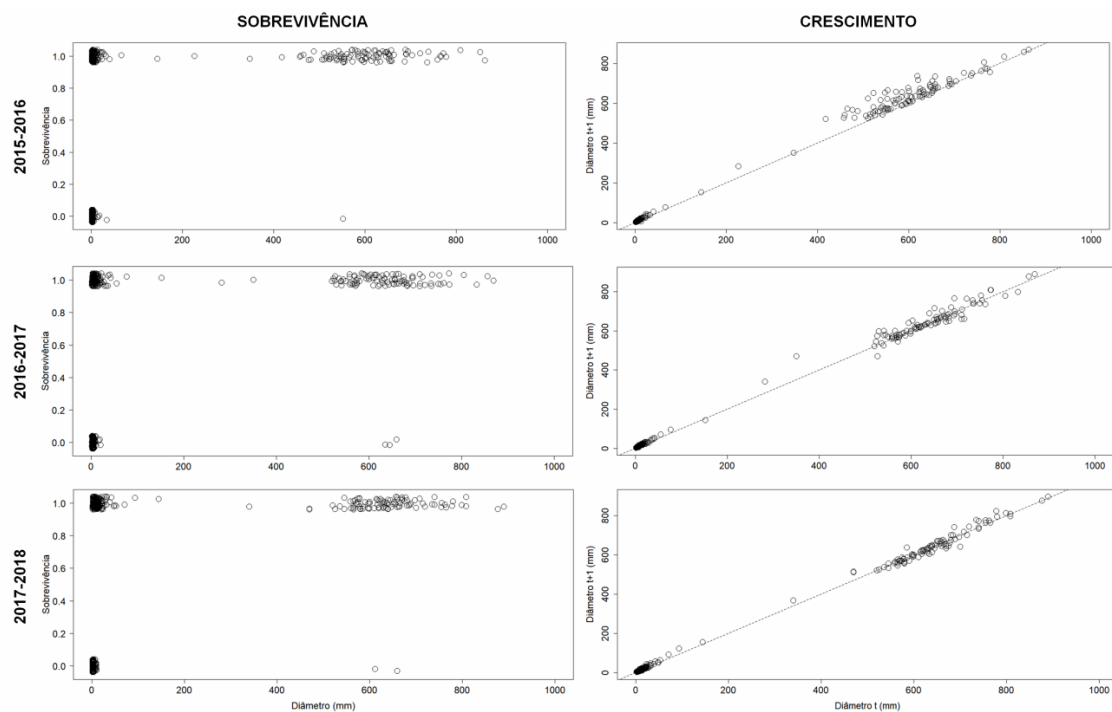
Figura 8 – Sobrevivência e crescimento dos indivíduos da palmeira exótica *Roystonea oleracea* na População 1 em três intervalos amostrais (2015-2016, 2016-2017, 2017-2018) na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.



Legenda: 0 – Mortalidade; 1 – Sobrevivência. As linhas tracejadas na diagonal principal nas figuras à direita são usadas como referência para o tamanho. Indivíduos sobre a linha permaneceram em estase (não mudaram de tamanho), indivíduos acima da linha aumentaram de tamanho e abaixo da linha diminuíram de tamanho.

Fonte: O autor, 2018.

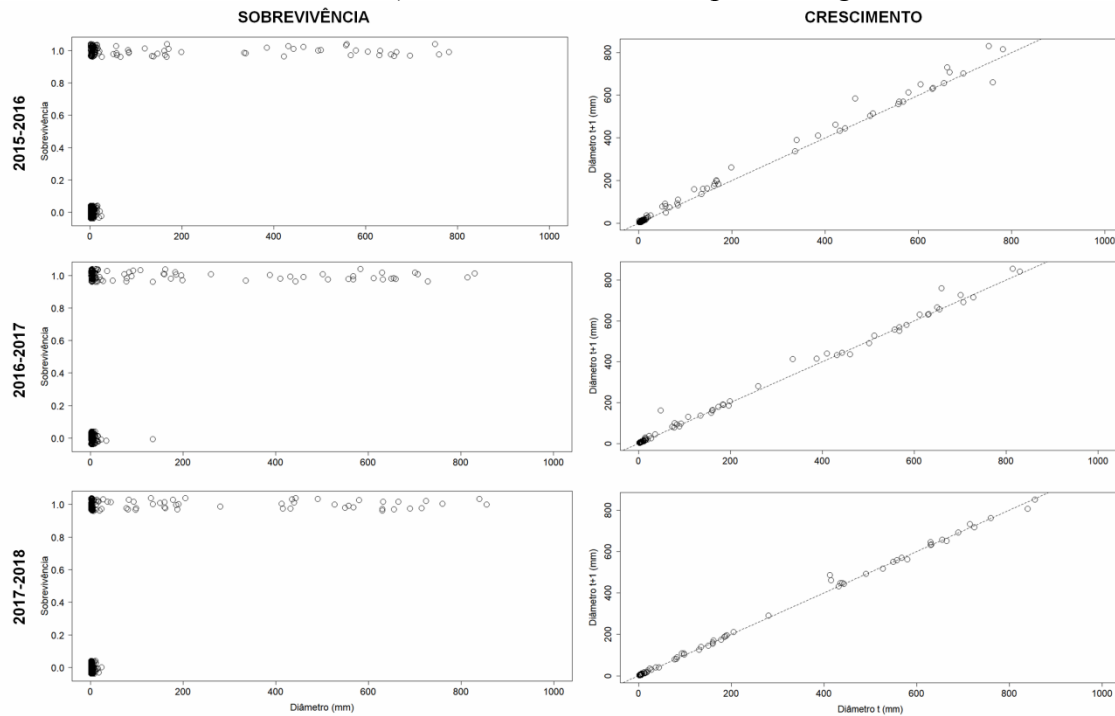
Figura 9 – Sobrevivência e crescimento dos indivíduos da palmeira exótica *Roystonea oleracea* na População 2 em três intervalos amostrais (2015-2016, 2016-2017, 2017-2018) na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.



Legenda: 0 – Mortalidade; 1 – Sobrevivência. As linhas tracejadas na diagonal principal nas figuras à direita são usadas como referência para o tamanho. Indivíduos sobre a linha permaneceram em estase (não mudaram de tamanho), indivíduos acima da linha aumentaram de tamanho e abaixo da linha diminuíram de tamanho.

Fonte: O autor, 2018.

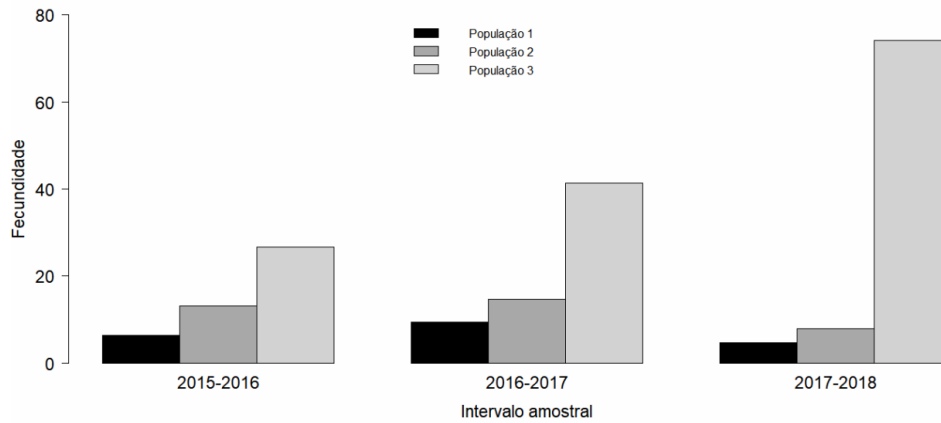
Figura 10 – Sobrevivência e crescimento dos indivíduos da palmeira exótica *Roystonea oleracea* na População 3 em três intervalos amostrais (2015-2016, 2016-2017, 2017-2018) na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.



Legenda: 0 – Mortalidade; 1 – Sobrevivência. As linhas tracejadas na diagonal principal nas figuras à direita são usadas como referência para o tamanho. Indivíduos sobre a linha permaneceram em estase (não mudaram de tamanho), indivíduos acima da linha aumentaram de tamanho e abaixo da linha diminuíram de tamanho.

Fonte: O autor, 2018.

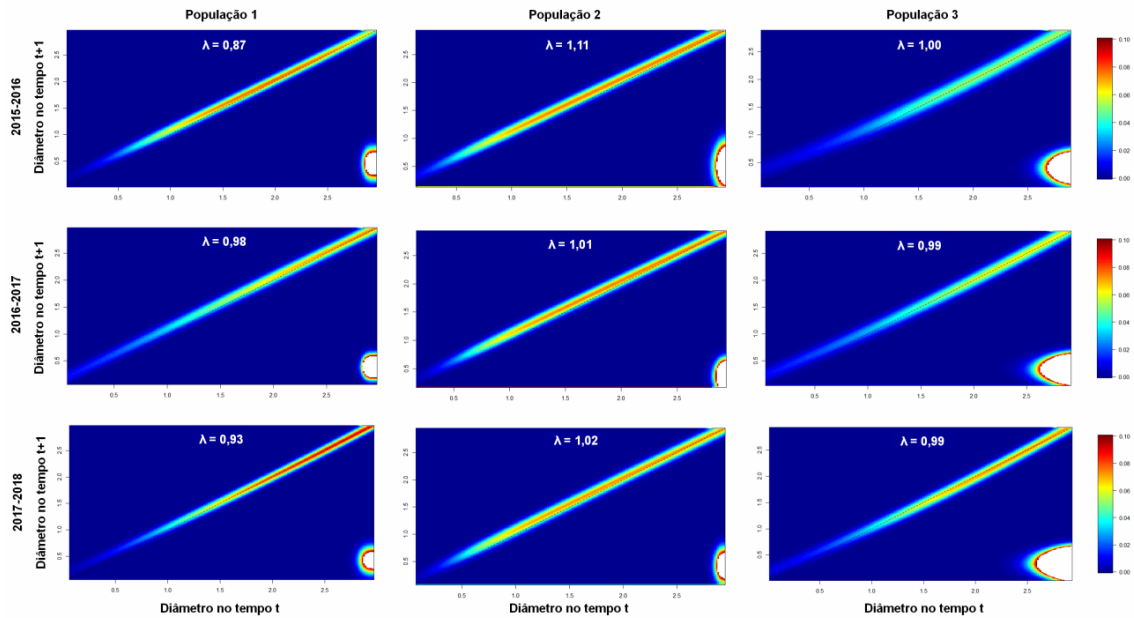
Figura 11 – Valores de fecundidade registrados para indivíduos reprodutivos em três populações da palmeira exótica *Roystonea oleracea*, em três intervalos amostrais, na Ilha Grande, município de Angra do Reis, RJ.



Fonte: O autor, 2018.

Os valores das taxas de crescimento populacional se mantiveram próximos de 1 em praticamente todas as populações, em todos os intervalos amostrais. No entanto, registrei uma diminuição na taxa de crescimento da População 1 no primeiro ($\lambda = 0,87$) e no último intervalo amostral ($\lambda = 0,93$). Também registrei um aumento na taxa de crescimento da População 2 ($\lambda = 1,11$) no primeiro intervalo amostral (Figura 12). Em relação às taxas vitais, registrei que a sobrevivência e o crescimento dos indivíduos com maiores diâmetros são as que mais impactam os valores de λ (Figura 13).

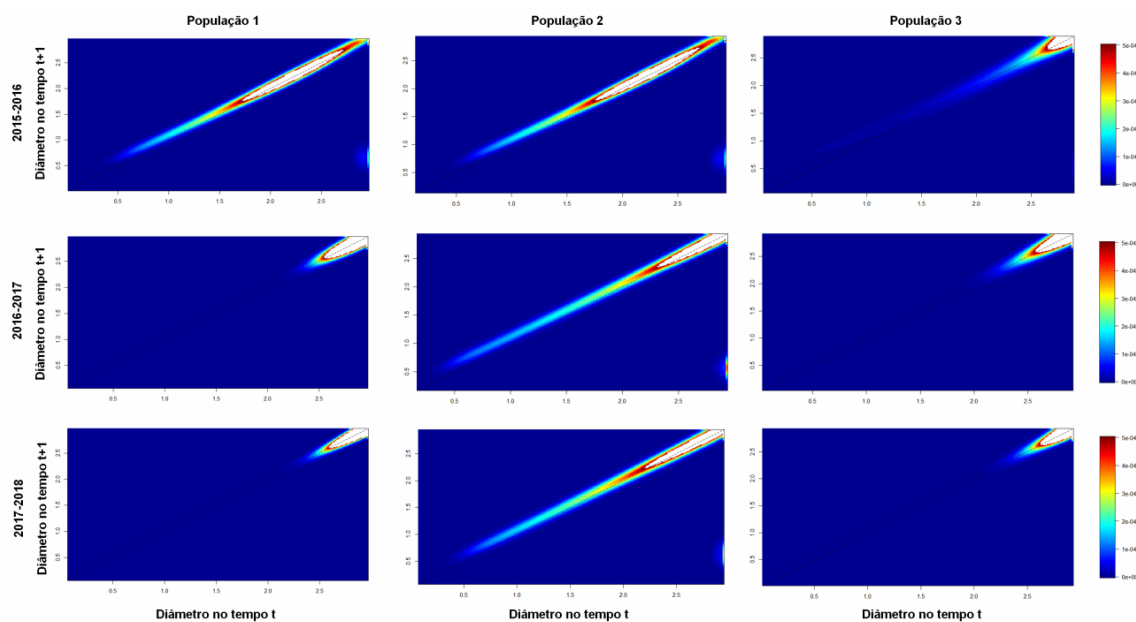
Figura 12 – Análises demográficas realizadas utilizando Modelos de Projeções Integrais (IPMs) para três populações da palmeira exótica *Roystonea oleracea* na Ilha Grande, Município de Angra dos Reis, RJ.



Legenda: Os eixos x e y estão em escala logarítmica. O kernel de sobrevivência (P) é representado na diagonal principal e o de fecundidade (F) no canto inferior direito de cada imagem. Os kernels representam todos os indivíduos sobreviventes no intervalo amostral e as cores mais quentes e o branco indicam maiores probabilidades de transição (kernel P) e de produzir descendentes (kernel F).

Fonte: O autor, 2018.

Figura 13 – Análise prospectiva de elasticidade da função do crescimento do modelo de projeção integral (IPM), em função da probabilidade de transição dos indivíduos, para três populações da palmeira exótica *Roystonea oleracea* na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.



Legenda: Os eixos x e y estão em escala logarítmica ($2,0 = 100$ mm). A linha tracejada na diagonal principal é usada como referência para as probabilidades de estase. As cores mais quentes e o branco indicam maiores probabilidades de transição.

Fonte: O autor, 2018.

2.4 Discussão

Apesar da variação no número de indivíduos entre as populações, de maneira geral, os parâmetros populacionais analisados foram muito semelhantes entre as mesmas. Embora as populações de palmeira estejam em localidades diferentes e a área amostral seja menor em uma delas, observei que indivíduos com diâmetros menores ($DAS < 50$ mm) foram os que mais morreram ou se mantiveram em estase. Já indivíduos com maiores diâmetros ($DAS > 50$ mm) foram os que mais sobreviveram, mudaram de tamanho e se tornaram reprodutivos. Observei também que, a maioria das taxas de crescimento populacional se manteve estável e que a sobrevivência e o crescimento dos indivíduos com maiores diâmetros são os parâmetros que mais impactam as taxas de crescimento nas populações.

Em relação à distribuição dos diâmetros, um número reduzido ou a ausência de indivíduos nos diâmetros intermediários (entre 10 e 100 mm) para todas as populações,

bem como um número reduzido de indivíduos adultos ($DAS > 500$ mm) na População 3, pode ser reflexo da ausência de bonanza. De acordo com Morris & Doaks (2002), bonanzas são anos extremamente bons, quando ocorre toda ou a maioria da reprodução e do recrutamento, gerados pela estocasticidade ambiental. É provável que meus dados foram coletados em um período de ausência de bonanza, o que explicaria a distribuição dos diâmetros encontrada. No entanto, a estrutura demográfica nas três populações se assemelhou à encontrada na área de ocorrência natural da espécie (Bonadie 1998), indicando que a palmeira se estabeleceu com sucesso na ilha, mantendo populações autossustentáveis e recrutando novos indivíduos. Mesmo que as taxas de mortalidade dos novos indivíduos recrutados foram altas, alguns sobreviveram durante todo o intervalo amostral. Este padrão também foi registrado na área de ocorrência natural da palmeira (Bonadie 1998).

As taxas de crescimento populacional registradas para a maioria das populações apontam para a estabilidade, indicando que a espécie pode ter ultrapassado a sua fase de dinâmica transiente e atingido a fase de dinâmica assintótica (Morris e Doak 2002). Observei uma exceção na População 1, que teve um declínio no primeiro e segundo intervalo amostral, e, na População 2, que teve um aumento no primeiro intervalo amostral. Se as populações atingiram a estabilidade é esperado que os valores de λ se mantenham constantes. No entanto, a estabilidade não necessariamente implica que as populações pararam de crescer (Morris e Doaks 2002). Algumas oscilações nas taxas de crescimento populacional podem ocorrer entre os intervalos amostrais, o que explicaria os resultados encontrados. Tais oscilações podem ser relacionadas com fatores intrínsecos da população (e.g. denso-dependência) ou fatores externos a esta (e.g. fatores ambientais). Eventos estocásticos aleatórios podem, por exemplo, diminuir as taxas de crescimento populacional (Pascarella e Horvitz 1998; Portela et al. 2010). Isso foi observado para a População 1 no primeiro intervalo amostral (2015 – 2016). Um vendaval ocorrido no final de 2015 (observação pessoal) causou a mortalidade de alguns indivíduos com $DAS > 400$ mm (c. 25) na população, impactando e diminuindo o valor de λ .

Os modelos de projeções integrais (IPMs) surgiram como uma ferramenta poderosa para quantificar como as taxas vitais dos indivíduos (sobrevivência, crescimento e fecundidade) governam as taxas de crescimento populacional (Easterling et al. 2000, Ellner e Rees 2006, Zuidema et al. 2010). A utilização destes modelos contribui enormemente para as tomadas de decisões em relação ao manejo de plantas invasoras,

uma vez que apontam para onde os esforços e os recursos devem ser mais bem direcionados. Isto torna o manejo mais eficiente e a ajuda a mitigar ou prevenir as perdas ambientais, sociais e econômicas decorrentes da invasão por plantas exóticas (Pysek et al. 2012; Rumlerová et al. 2016). Neste estudo, observei que a sobrevivência e o crescimento de indivíduos com maiores diâmetros foram as taxas vitais que mais impactaram o λ da palmeira. Nesse sentido, ações de manejo que visem a retirada de indivíduos com DAS > 400 mm são essenciais para reduzir as taxas de crescimento populacional da espécie. No entanto, um aspecto a ser considerado é quantas retiradas devem ser feitas, com quais intervalos de tempo e quantos indivíduos devem ser retirados para que aconteça uma diminuição no λ . Porém, a retirada destes indivíduos deve ser feita com cautela, de modo a minimizar efeitos negativos que possam surgir com a retirada da palmeira, como observado em outras espécies exóticas (e.g., Simberloff e Von Holle 1999).

É importante ressaltar também que, dado que a palmeira já está na ilha há mais de 100 anos (Zucaratto et al., submetido), uma possível interação da fauna nativa com os seus frutos é esperado. Isto foi registrado para outra planta invasora também centenária na Ilha. Um estudo conduzido com a jaqueira *Artocarpus heterophyllus*, mostrou que animais nativos, ao dispersarem principalmete sementes de jaca, não cumpriram seu papel como dispersores de sementes de plantas nativas (Raíces et al. 2017). Como isso também pode ocorrer com a palmeira imperial, estudos sobre a interação de animais nativos e a dispersão de sementes da palmeira também devem ser desenvolvidos. Caso se confirme alguma interação, é importante que ao se manejar a palmeira imperial seja feito o plantio de espécies nativas, em especial o palmito juçara *Euterpe edulis*, que foi extinto destas áreas e é reconhecido como uma importante fonte de recursos para os animais (Galetti e Aleixo 1998; Galetti et al. 2013). Isso minimizaria os possíveis efeitos negativos decorrentes da retirada da palmeira imperial sobre a fauna nativa e contribuiria para a restauração da floresta.

2.5 Referências

Aguiar AV, Tabarelli M. 2010. Edge effects and seedling bank depletion: the role played by the early successional palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest. *Biotropica*. 42: 158-166.

- Alho CJR, Schneider M, Vasconcellos LA. 2002. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal of Biology*. 62:375-385.
- Andreazzi CS, Pires AS, Fernandez FAS. 2009. Mamíferos e palmeiras Neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis*. 13: 554-574.
- Andreazzi CS, Pimenta CS, Pires AS, Fernandez FAZ, Oliveira-Santos LG, Menezes JFS. 2012. Increased productivity and reduced seed predation favor a large-seeded palm in small Atlantic forest fragments. *Biotropica*. 44: 237-245.
- Beck H, Terborgh J. 2002. Groves versus isolates: how spatial aggregation of *Astrocaryum murumuru* palms affects seed removal. *Journal of Tropical Ecology*. 18:275-288.
- Blackburn TM, Pysek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarosik V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 26:333–339.
- Callado CH, Barros AAM, Ribas LA, Albarello N, Gagliardi R, Jascone CE. 2009. Flora e Cobertura Vegetal. In: Bastos M, Callado CH, editores. 1ª ed. O Ambiente da Ilha Grande. Rio de Janeiro: Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável. p 91–161.
- Catford JA, Baumgartner JB, Vesik PA, White M, Buckley YM, McCarthy MA. 2016. Disentangling the four demographic dimensions of species invasiveness. *Journal of Ecology*. 104:1745-1758.
- Caswell H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associates Inc. 713 p.
- Condé TM, Silva F, Souza AL, Leite HG, Garcia EA, Costa WS, Chaves AS, Lopes PB. 2016. Exotic palms threatens native palms: a risk to plant biodiversity of Atlantic Forest. *Revista Árvore*. 42 (2):e4202016.
- Crooks JA, Soulé ME. 1999. Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. In: Sandlund OT, Schei PJ, Viken A, editors. *Invasive species and biodiversity management*. 1st ed. Netherlands: Kluwer Academic Publishers. p 103–125.
- Dawson W, Moser D, van Kleunen M, Kreft H, Pergl J, Pysek P, Weigelt P, Winter M, Lenzner B, Blackburn TM et al. 2017. Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology and Evolution*. 1:0186.
- Dean WA. 1989. Botânica e a política imperial: introdução e adaptação de plantas no Brasil Colonial e Imperial. *Instituto de Estudos Avançados (USP)*. 17:1-20.
- D'Elboux RMM. 2006. Uma promenade nos trópicos: os barões do café sob as palmeiras-imperiais, entre o Rio de Janeiro e São Paulo. *Anais do Museu Paulista*. 14:193-250.

Delnatte C, Meyer J-Y. 2011. Plant introduction, naturalization, and invasion in French Guiana (South America). *Biological Invasions*. 14:915-927.

Dewalt S. 2006. Population dynamics and potential for biological control of an exotic invasive shrub in Hawaiian rainforests. *Biological Invasions*. 8:1145-1158.

Dislich R, Kissner N, Pivello V. 2002. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. *Revista Brasileira de Botânica*. 25: 55-64.

Easterling MR, Ellner SP, Dixon PM. 2000. Size-specific sensitivity: applying a new structured population model. *Ecology*. 81:694–708.

Ellner SP, Rees M. 2006. Integral projection models for species with complex demography. *American Naturalist*. 167:410–428.

Galetti M, Aleixo A. 1998. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology*. 35:286–293.

Galetti M, Guevara R, Cortes MCC, Fadini R, Matter SV, Leita AB, Labecca F, Ribeiro T, Carvalho CS, Collevatti RC et al. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*. 340:1086–1090.

Henderson A, Galeano G, Bernal R. 1995. *Field guide to the palms of the Americas*. 1st ed. New Jersey: Princeton University Press. 363 p.

Holmquist JG, Schmidt-Gengenbach J, Slaton MR. 2011. Influence of invasive palms on terrestrial arthropod assemblages in desert spring habitat. *Biological Conservation*. 144:518-525.

Iles DT, Salguero-Gomez R, Adler PB, Koons DN. 2016. Linking transient dynamics and life history to biological invasion success. *Journal of Ecology*. 104:399–408.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente. 2013. *Parque Estadual da Ilha Grande: plano de manejo (fase 2)/resumo executivo*. Rio de Janeiro. 98 p.

van Kleunen M, Dawson W, Essl F, Pergl J, Winter M, Weber E, Kreft H, Weigelt P, Kartesz J, Nishino M et al. 2015. Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*. 525:100–103.

Kerr NZ, Baxter PWJ, Salguero-Gomez R, Wardle GM, Buckley YM. 2016. Prioritizing management actions for invasive populations using cost, efficacy, demography and expert opinion for 14 plant species world-wide. *Journal of Applied Ecology*. 53:305–316.

Kowarik I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Pysek P, Prach K, Rejmanek M, Wade M, editors. *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*. 1st ed. Amsterdam: SPB Academic. p 15–38.

Lorenzi H, Souza HM, Costa JTM, Cerqueira LSC, Ferreira E. 2004. *Palmeiras brasileiras e exóticas cultivadas*. 1^a Ed. São Paulo: Nova Odessa. 416 p.

- Merow C, Dahlgren JP, Metcalf CJE, Childs DZ, Evans MEK, Jongejans E, Record S, McMahon SM. 2014. Advancing population ecology with integral projection models: a practical guide. *Methods in Ecology and Evolution*. 5:99–110.
- Metcalf C, McMahon SM, Salguero-Gomez R, Jongejans E. 2013. IPM-pack: an R package for integral projection models. *Methods in Ecology and Evolution*. 4:195–200.
- Meyer JY, Lavergne C, Hodel DR. 2008. Time bombs in gardens: invasive ornamental palms in tropical islands, with emphasis on French Polynesia (Pacific Ocean) and the Mascarenes (Indian Ocean). *Palms*. 52: 23-35.
- Morris WF, Doak DF. 2002. *Quantitative Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Associates Inc. 480 p.
- Oliveira RR. 2002. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguésia*. 53:33–58.
- Oliveira AR, Teixeira ML, Reis R. 2009. *As palmeiras-imperiais do Jardim Botânico*. 1ª Ed. Rio de Janeiro: Dantes Editora. 110 p.
- Pascarella JB, Horvitz CC. 1998. Hurricane disturbance and the population dynamics of a tropical understory shrub: megamatrix elasticity analysis. *Ecology*. 79: 547-563.
- Portela RCQ, Bruna EM, Santos FA. 2010. Are protected areas really protecting populations? A test with an Atlantic rain forest palm. *Tropical Conservation Science*. 3:361-372.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U, Vilà M. 2012. A global assessment of alien invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*. 18:1725–1737.
- Raíces DSL, Ferreira PM, Mello JHF, Bergallo HG. 2017. Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research*. 2:78–89.
- Ramula S, Knight TM, Burns JH, Buckley YM. 2008. General guidelines for invasive plant management based on comparative demography of invasive and native plant populations. *Journal of Applied Ecology*. 45:1124–1133.
- Ramula S, Rees M, Buckley YM. 2009. Integral projection models perform better for small demographic data sets than matrix population models—a case study of two perennial herbs. *Journal of Applied Ecology*. 46:1048–1105.
- Rejmánek M, Richardson DM. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*. 77:1655–1660.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Michael GB, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution*. 6:93-107.

- Richardson DM, Rejmánek M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and Distribution*. 17:788–809.
- Rumlerová Z, Vilà M, Pergl J, Nentwig W, Pyšek P. 2016. Scoring environmental and socioeconomic impacts of alien plants invasive in Europe. *Biological Invasions*. 18:3697–3711.
- Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, Lodge DM, Molofsky J, With KA, Baughman S, Cabin RJ, Cohen JE, Ellstrand NC, McCauley DE, O’Neil P, Parker MI, Thompson JN, Weller SG. 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*. 32:305–332.
- Sarthou C. 1965. *Relíquias da cidade do Rio de Janeiro*. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Atheneu. 153 p.
- Simberloff D, Von Holle B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*. 1:21–32.
- Simberloff D. 2011. How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biological Invasions*. 13:1255–1268.
- Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, Garcia-Berthou E, Pascal M, Pyšek P, Sousa R, Tabacchi E, Vilà M. 2013. Impacts of biological invasions: what’s what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*. 28:58–66.
- Strayer DL, D’Antonio CM, Essl F, Fowler MS, Geist J, Hilt S, Jaric I, Johnk K, Jones CH, Lambin X et al. 2017. Boom-bust dynamics in biological invasions: towards an improved application of the concept. *Ecology Letters*. 20:1337–1350.
- Svenning JC. 2002. Non-native ornamental palms invade a secondary tropical forest in Panama. *Palms* 46: 81-86.
- Wilson JR, Dormontt E, Prentis PJ, Lowe AJ, Richardson DM. 2009. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends in Ecology and Evolution*. 24:136-144.
- Zona S, Henderson A. 1989. A review of animal-mediated seed dispersal of palms. *Selbyana*. 11:6-21.
- Zucaratto R, Pires AS (2014) The exotic palm *Roystonea oleracea* (Jacq.) O. F. Cook (Arecaceae) on an island within the Atlantic Forest Biome: naturalization and influence on seedling recruitment. *Acta Botanica Brasilica*. 28: 417-421.
- Zuidema PA, Jongejans E, Chien PD, During HJ, Schieving F. 2010. Integral Projection Models for trees: a new parameterization method and a validation of model output. *Journal of Ecology*. 98:345–355.

3 INTERAÇÕES NO TOPO E EM BAIXO: VERTEBRADOS E FRUTOS DE *Roystonea* spp. (ARECACEAE)

3.1 Introdução

A introdução de espécies mediada por ações humanas e o seu espalhamento para novas regiões é uma das características definidoras das mudanças globais no Antropoceno (Lewis e Maslin 2015), sendo as invasões biológicas consideradas uma das principais causas da perda de biodiversidade no mundo (Vitouseck et al. 1996; Bellard et al. 2016). Apesar de o número de espécies exóticas ter aumentado nas últimas décadas (Butchart et al. 2010; Seebens et al. 2015), apenas uma pequena fração se torna invasora, causando impactos negativos na diversidade nativa (Jaric e Cvijanovic 2012). Dentre as hipóteses que tentam explicar o sucesso ou o fracasso de espécies invasoras, duas são proeminentes e com predições opostas (Catford et al. 2009). A hipótese da “liberação do inimigo” (*Enemy release hypothesis*; Keane e Crawley 2002; Colautti et al. 2004), que prediz que espécies exóticas em sua nova área de ocorrência estão livres de seus inimigos naturais (herbívoros, patógenos). Isto favoreceria um aumento no tamanho populacional, resultando em um aumento na abundância e distribuição dos indivíduos (favorecendo a invasão). E, a hipótese da resistência biótica (*Biotic resistance hypothesis*; Levine et al. 2004; Parker e Hay 2005), que prediz que competidores, herbívoros e patógenos presentes na comunidade recipiente limitam a colonização, naturalização e persistência das exóticas (impedindo a invasão).

Para as plantas exóticas os eventos de invasões muitas vezes são dependentes ou aumentados através do estabelecimento de relações entre a planta e as espécies residentes no habitat receptor (Traveset e Richardson 2014). Mutualismos envolvendo a polinização e a dispersão de sementes mediadas por animais e relações simbióticas entre as raízes das plantas e a microbiota, muitas vezes facilitam a invasão (Richardson et al. 2000; Traveset e Richardson 2014). Plantas exóticas com frutos, por exemplo, podem ser um atrativo para a fauna nativa, principalmente animais generalistas (Gosper et al. 2005; Westcott e Fletcher 2011). Ao consumirem os frutos destas plantas, estes animais podem agir como dispersores de sementes, espalhando os propágulos para outros locais na nova área de

ocorrência (Wotton e McAlpine 2015). Se esses propágulos forem depositados em locais favoráveis para a germinação e o crescimento, isso conferiria uma vantagem para a planta exótica, aumentando a sua distribuição. Por outro lado, a predação de sementes, principalmente por roedores, pode atuar como um filtro significativo contra as invasões em plantas exóticas (Nunez et al. 2008; Person et al. 2014; Raíces et al. 2017).

Quanto mais recursos uma planta exótica oferecer, mais integrada ela estará nas redes de interações com frugívoros (e.g., dispersão, predação). Além disso, características relacionadas ao fruto como conteúdo energético, coloração e tamanho podem atrair uma gama maior de consumidores (Buckley et al. 2006; Gosper e Vivian-Smith 2010). Palmeiras, por exemplo, produzem frutos em grande quantidade, durante o ano inteiro ou em período de escassez de outros recursos. Estes frutos são ricos em lipídios e carboidratos e constituem uma importante fonte de energia para os animais (Zona e Henderson 1989). Em particular, palmeiras com frutos pequenos (< 15 mm) são aquelas mais generalistas em termos de frugívoros (Zona 2006, Andreazzi et al. 2009).

Algumas espécies de palmeiras, como as do Gênero *Roystonea*, são consideradas invasoras em regiões tropicais, incluindo ambientes insulares (Meyer et al. 2008). *Roystonea oleracea* (Jacq.) O. F. Cook (Arecaceae) é nativa de Trinidad e Tobago, Antilhas menores, norte da Venezuela e nordeste da Colômbia (Henderson et al. 1995), formando densos aglomerados em áreas pantanosas (Bonadie 1998). Esta palmeira é considerada uma das mais altas do mundo, e, dado a sua exuberância, tem sido cultivada como ornamental em várias regiões do globo (Lorenzi et al. 2004). A espécie é reportada como invasora em regiões pantanosas da Guiana (Henderson et al. 1995) e no Panamá (Svenning 2002). No Brasil a espécie foi registrada em duas Unidades de Conservação na Floresta Atlântica, a Reserva Biológica União (Nascimento et al. 2013) e o Parque Estadual da Ilha Grande (Zucaratto e Pires 2014).

Roystonea oleracea pode produzir milhares de frutos quando atinge a idade reprodutiva (Henderson et al. 1995, Lorenzi et al. 2004). Seus frutos são elipsoides com comprimento entre 13 e 17 mm e coloração arroxeada quando maduros (Zona 1996). Em seu habitat natural a palmeira frutifica o ano inteiro, com pico de frutificação nos meses de agosto a novembro (Bonadie 1998). A maioria dos estudos relatando frugivoria em *Roystonea oleracea* descreve aves e morcegos consumindo seus frutos (e.g., Zona and Henderson 1989, Bonadie and Bacon 2000), sendo estes estudos realizados nas áreas de ocorrência nativa da espécie. Neste estudo fiz uma revisão da literatura sobre frugivoria

em *Roystonea* spp. e realizei um experimento para avaliar a interação entre vertebrados terrestres e os frutos da palmeira imperial *Roystonea oleracea* em uma ilha na Floresta Atlântica (Ilha Grande, município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro) onde a espécie é considerada invasora (Zucaratto et al., submetido). Com o experimento objetivei responder as seguintes questões: (i) Quais vertebrados terrestres interagem com os frutos da palmeira? (ii) Qual o potencial destes vertebrados na expansão ou retração da espécie na ilha?

3.2 Material e métodos

3.2.1 Área de estudo

Desenvolvi o estudo na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil (23°05'2,01" e 23°12'21,35"S; 44°05'39,57" e 44°22'33,32"O; Figura 14). A Ilha Grande abrange uma área de 19.300 ha e é considerada pela UNESCO como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Duas grandes Unidades de Conservação (UCs) estão inseridas na Ilha Grande, o Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG, 12.052 ha) e a Reserva Biológica Estadual da Praia Sul (REBIO Praia do Sul, 3.600 ha). As duas UCs representam 81% da área da Ilha Grande. O relevo da região é bastante acidentado, com altitudes variando de 0 a 1.031 m. O clima é tropical úmido com temperatura média de 21°C e a precipitação anual excedendo 2200 mm (INEA 2013). A vegetação é típica da Floresta Atlântica, caracterizada por áreas de Floresta Ombrófila Densa, existindo também outras fitofisionomias como restingas e manguezais (Alho et al. 2002, INEA 2013). Aproximadamente de 43% da vegetação da Ilha é formada por florestas secundárias e em estágios iniciais de regeneração, resultante de ações antrópicas iniciadas com a colonização portuguesa no Brasil (Alho et al. 2002, Callado et al. 2009).

Figura 14 – Mapa da Ilha Grande mostrando a localização das armadilhas fotográficas em uma população da palmeira exótica *Roystonea oleracea* nas proximidades da Vila Dois Rios, município de Angra dos Reis, RJ.



Legenda: Pontos vermelhos representa a localização das armadilhas fotográficas. Nas imagens menores, a localização da Ilha Grande no Brasil e no Estado do Rio de Janeiro, e a localização da área de estudo na Ilha Grande (imagem maior).

Fonte: Modificado de Raíces et al., 2017.

3.2.2 Revisão da literatura

Realizei uma extensa busca nas bases eletrônicas de dados ISI Web of Science, Scopus e Google Acadêmico para procurar por estudos relatando frugivoria em *Roystonea* spp. Fiz a busca utilizando a combinação das seguintes palavras-chaves: (Roystonea or imperial palm or royal palm) AND (frugiv* or fruit* or diet or seed dispers* or seed predat*). Estipulamos o tempo de pesquisa para todos os anos até 2018, refinado pelas seguintes categorias: Ecology, Biodiversity Conservation, Plant Sciences, Environmental Sciences, Forestry, Entomology, Biology, and Zoology.

3.2.3 Caracterização das interações

Para identificar os animais que interagem com os frutos da palmeira, escolhi uma área da ilha onde registrei a maior população da *Roystonea oleracea* (Zucaratto et al., submetido; Figura 14). Selecionei aleatoriamente 10 palmeiras adultas, afastadas cerca de 100 metros umas das outras, e, durante os meses de junho e julho de 2017, disponibilizei 180 frutos maduros sob cada palmeira (n = 1800 frutos). Para coleta de frutos, escalei uma palmeira contendo um cacho totalmente maduro. Com ajuda de uma serra aderida a uma haste de alumínio, serrei o cacho derrubando-o no chão, uma vez que não foi possível coletar diretamente na palmeira. Na ilha, a palmeira frutifica o ano inteiro, com pico de frutificação de maio a agosto, e, produz em média, dois cachos por palmeira (observação pessoal). Em cada local onde disponibilizei os frutos sob a palmeira, coloquei uma armadilha fotográfica com sensor infravermelho (Bushnell HD®) e resolução máxima de oito megapixels. As armadilhas foram colocadas a uma distância de 2,5 m da pilha de frutos e a uma altura de 10 cm do solo. Programei as armadilhas para registrar vídeos de 20 segundos com intervalos de 10 segundos toda vez que o sensor fosse acionado a qualquer hora do dia. Ajustei os vídeos em resolução máxima (1280 x 720 megapixels). A sensibilidade dos sensores infravermelhos também foi ajustada ao máximo para que pudesse registrar pequenos mamíferos. Considerei cada registro de uma mesma armadilha fotográfica como independente quando eles foram feitos com pelo menos uma hora de intervalo. Classifiquei os frutos como predado, quando danificado pelo animal enquanto era manuseado, e, dispersado, quando ingerido pelo animal ou levado sem dano para outro local. Considerei os animais que predaram os frutos como possíveis controladores naturais da palmeira na ilha e os que dispersaram, como possíveis espalhadores da espécie para outros locais.

3.3 Resultados

Encontrei 18 estudos relatando frugivoria em *Roystonea* spp., totalizando 28 interações entre animais e os frutos das palmeiras (Apêndice I). Identifiquei 20 espécies animais interagindo com os frutos, todas generalistas quanto aos hábitos alimentares (Apêndice II). Dentre as interações, 11 foram registradas na área de ocorrência natural das palmeiras e 17 em áreas onde as palmeiras são consideradas exóticas (Apêndice II). A

maioria dos animais interagindo com os frutos de *Roystonea* spp. foi ave (n = 23). Também obtive registros de interação com morcegos (n = 4) e um vertebrado terrestre exótico, o réptil *Anolis equestris*. A espécie de palmeira mais consumida foi *Roystonea oleracea* (n = 20). Em todos os estudos, as interações foram observadas diretamente no cacho.

Obtive 124 registros independentes de oito espécies de vertebrados terrestres interagindo com os frutos de *R. oleracea* na ilha, todos também generalistas em relação aos hábitos alimentares. A maioria destes animais foi roedor. Tive 81 registros de predação e 43 registros de dispersão (Tabela 1). A cutia *Dasyprocta leporina* foi o animal que mais interagiu com os frutos da palmeira (n = 53) e em 98% dos registros predou os frutos (Tabela 1, Figura 15). Esquilo *Guerlinguetus brasiliensis* apenas dispersou (Tabela 1, Figura 15). O rato de espinho *Trinomys iheringi* predou (n = 41) e dispersou (n = 19). Também obtive registros de predação por gambá *Didelphis aurita* (n = 6), por tatu *Dasyopus novemcinctus* (n = 1) e duas aves engolindo os frutos no chão, um passeriforme *Turdus* sp. (n = 2) e a saracura *Aramides cajaneus* (n = 2). Em uma ocasião foi observado o sanhaço-do-coqueiro *Tangara palmarum* engolindo frutos maduros em uma palmeira adulta.

Tabela 1 – Vertebrados terrestres nativos interagindo com frutos da palmeira exótica *Roystonea oleracea* em uma área onde a espécie é invasora em Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ. As espécies estão ordenadas por número de registros.

Espécie	Nome comum	Hábito alimentar	Registros	Dispersão	Predação
Dasyproctidae					
<i>Dasyprocta leporina</i>	cutia	generalista	53	1	52
Echimyidae					
<i>Trinomys iheringi</i>	rato de espinho	generalista	41	19	22
Sciuridae					
<i>Guerlinguetus brasiliensis</i>	esquilo	generalista	18	18	0
Didelphidae					
<i>Didelphis aurita</i>	gambá	generalista	6	0	6
Rallidae					
<i>Aramides cajaneus</i>	saracura	generalista	2	2	0
Turdidae					
<i>Thurdus</i> sp.	sabiá	generalista	2	2	0
Dasypodidae					
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	tatu	generalista	1	0	1
Cricetidae					
<i>Euryoryzomys russatus</i>	rato do mato	generalista	1	1	0

Fonte: O autor, 2018.

Figura 15 – Superior: *Dasyprocta leporina* (cutia) predando sementes da palmeira exótica de *Roystonea oleracea*. Inferior: *Guerlinguetus brasiliensis* (esquilo) enterrando sementes da palmeira exótica *Roystonea oleracea*, Ilha Grande, município de Angra dos Reis, RJ.



Legenda: Setas vermelhas indicam localização da pilha de frutos.

Fonte: O autor, 2018.

3.4 Discussão

Tanto *Roystonea* spp. quanto *R. oleracea* são consumidas por animais generalistas quanto aos hábitos alimentares, o que favorece a entrada destas palmeiras nas redes de interações para as áreas onde elas são consideradas exóticas. Na revisão da literatura registrei apenas uma interação entre um vertebrado terrestre e frutos de *Roystonea* spp., sendo este um lagarto exótico o *Anolis equestris* (Giery et al. 2017). Para as demais interações, a maioria dos registros foi de aves interagindo com frutos de *R. oleracea* e em áreas onde a espécie é reportada como exótica. Apesar de uma espécie de ave ser a mesma que consome frutos de *R. oleracea* em áreas nativas, as demais (ainda que pertençam às mesmas Famílias), são diferentes. Isso poderia ser esperado, dado que a palmeira ocorre fora de sua área natural e a composição de espécies animais difere de uma região para outra. No entanto, vale ressaltar que interações também foram formadas nesses locais e que aves atuam como importantes dispersores de sementes (Jordano et al. 2007). Dado que *R. oleracea* é exótica, isso poderia gerar impactos negativos no habitat recipiente. Ao entrar na rede de interações a palmeira pode alterar o padrão de dispersão, gerando mudanças na composição e estrutura da comunidade de plantas nativas, como reportado para outras plantas invasoras (e.g., Traveset e Richardson 2006).

Identifiquei diversas espécies de vertebrados terrestres interagindo com frutos de *Roystonea oleracea* na Ilha Grande. Dentre estes animais os roedores se destacaram como principais predadores e dispersores dos frutos. As espécies de roedores identificadas interagindo com os frutos da palmeira são as mesmas reportadas para o consumo de frutos de palmeiras nativas (e.g. Andreazzi et al. 2009). A cutia *Dasyprocta leporina* foi o roedor que mais interagiu com os frutos da palmeira. Cutias são consideradas importantes dispersores, devido seu comportamento de enterrar sementes (Asquit et al. 1999; Pires e Galetti 2012). Em apenas uma ocasião foi registrado esse animal dispersando o fruto da palmeira, em todas as demais a cutia predou os frutos. Isso pode ser um indicativo de que a cutia haja como controlador natural da palmeira, já que este animal é considerado predador de frutos com sementes pequenas (Galetti et al. 2010) e a importância de roedores como resistência à invasão já foi reportado em estudos com plantas com sementes pequenas (Nunes et al. 2008; Person et al. 2014).

O esquilo *Guerlinguetus brasiliensis* apenas dispersou, e, em várias ocasiões, este animal foi registrado enterrando a semente da palmeira. Isto poderia ser vantajoso, já que o enterramento favoreceria a germinação e evitaria a predação por outros animais. No entanto, o enterramento das sementes da palmeira por esquilos ocorreu sempre embaixo da palmeira adulta. Nestes locais, mesmo ocorrendo o recrutamento de plântulas, a mortalidade das mesmas é alta. Isto foi reportado em outro estudo de minha autoria (em preparação) com a dinâmica populacional de *R. oleracea* na ilha, onde registrei alta mortalidade de plântulas nas proximidades da planta mãe. Esta alta mortalidade pode ser consequência dos danos físicos causados pela queda das folhas e partes reprodutivas da palmeira, como já foi evidenciado em estudos com palmeiras nativas (Peters et al. 2004; Farris-Lopes 2004).

O rato-de-espinho *Trinomys iheringi*, apesar de ter predado, também dispersou. A importância de ratos pequenos, como o rato-de-espinho, na dispersão de sementes palmeiras é bem estudada (Forget 1991; Hoch e Alder 1997; Brewer e Rejmánek 1999; Silva e Tabarelli 2001; Dittel et al. 2015). Estes animais enterram as sementes para comerem posteriormente, o que favorece o recrutamento de plântulas. Apesar de não ter registrado o enterramento das sementes da palmeira pelo rato-de-espinho, isto pode ter ocorrido, já que em várias ocasiões ele levou a semente para fora do campo de visão da armadilha.

Apesar de não ser objetivo deste estudo, reporte o consumo de frutos por uma ave no cacho, o sanhaço do coqueiro *Tangara palmarum*. Conforme levantei na revisão da literatura, o consumo de frutos de *Roystonea oleracea* por aves em áreas onde ela é exótica é comum. Alguns dos grupos de animais que foram identificados na revisão interagindo com frutos *Roystonea* spp. (psitacídeos, passeriformes, piciformes, chiropteras) também ocorrem na ilha (Ésberard 2006; Alves e Vecchi 2009; Alves et al. 2017) e poderiam interagir com os frutos de *R. oleracea*. Caso isso aconteça, pode ser desvantajoso para espécies de plantas nativas que dependem destes animais para dispersarem suas sementes. Além disso, há a possibilidade destes animais espalharem as sementes da palmeira para locais distantes em relação às plantas-mãe. No entanto, a germinação das sementes levadas para longe pelas aves e morcegos vai depender das características dos locais onde essas sementes serão deixadas. Estudos avaliando a quantidade e a qualidade da dispersão de *R. oleracea* por aves e morcegos comparados com espécie nativas devem ser levados em consideração.

Este é o primeiro estudo a registrar interações entre vertebrados terrestres e frutos de *Roystonea oleracea*, especialmente roedores. Diferente das aves, que agem principalmente como dispersoras, estes animais tanto dispersaram quanto predaram as sementes da palmeira, podendo contribuir tanto para a expansão como para a retração da *R. oleracea* na ilha. No entanto, as sementes levadas por roedores para fora do raio de visão da câmera, podem ter sido ou enterradas ou predadas. Estudos avaliando as taxas de dispersão e predação de sementes por estes animais devem ser considerado, bem como a influência de cada um no recrutamento de plântulas da plameira.

É interessante ressaltar que para a área onde desenvolvi o estudo *Roystonea oleracea* é considerada invasora e medidas de manejo em relação à espécie devem ser tomadas urgentemente. O fato da palmeira estar presente na ilha há mais de 100 anos (Zucaratto et al., submetido) poderia ser um fator desvantajoso para o manejo, já que a espécie forma interações com a fauna nativa. No entanto, todos os animais registrados interagindo com a palmeira são generalistas em relação aos hábitos alimentares. O fato dos animais que consomem fruto da palmeira na ilha serem generalistas, pode permitir um manejo *R. oleracea* sem interferir tanto na dieta destas espécies. Estes animais podem consumir frutos de várias plantas nativas presentes na Floresta Atlântica (Bello et al. 2017) e muitas destas plantas estão presentes na Ilha Grande (Callado et al. 2009). Recomendo que ao manejar a palmeira, isto ocorra de forma gradual e que a espécie seja substituída por uma palmeira nativa como o palmito juçara *Euterpe edulis*, já que os frutos desta espécie são bastante utilizados pelos animais que interagem com *R. oleracea* (Cid et al. 2014, Bello et al. 2017). Na ilha, *E. edulis* é categorizado como em perigo, devido a alta pressão antrópica que atingiu a espécie no passado (Callado et al. 2009). A substituição da palmeira imperial por *E. edulis* seria uma maneira de assegurar que a espécie nativa não seja extinta na ilha.

3.5 Referências

Alho CJR, Schneider M, Vasconcellos LA. 2002. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal of Biology*. 62:375-385.

- Andreazzi CS, Pires AS, Fernandez FAZ. 2009. Mamíferos e palmeiras Neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis*. 13:554-574.
- Asquith NM, Terborgh J, Arnold AE, Riveros CM. 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology*. 15:229-235.
- Bellard C, Cassey P, Blackburn TM. 2016. Alien species as driver of recent extinctions. *Biological Letters*. 12:20150623.
- Bello C, Galetti M, Montan D, Pizo MA, Mariguela TC, Culot L, Bufalo F, Labecca F, Pedrosa F, Constantini R et al. 2017. Atlantic frugivory: a plant–frugivore interaction data set for the Atlantic Forest. *Ecology*. 98 (6):1729. <https://doi.org/10.1002/ecy.1818>.
- Buckley YM, Anderson S, Catterall CP, Corlett RT, Engel T, Gosper CR, Nathan R, Richardson DM, Setter M, Spiegel O. 2006. Management of plant invasions mediated by frugivore interactions. *Journal of Applied Ecology*. 43:848–857.
- Butchart SHM, Walpole M, Collen B, van Strien A, Scharlemann JPW, Almond REA, Baillie JEM, Bomhard B, Brown C, Bruno J et al. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*. 328:1164–1168.
- Bonadie WA. 1998. The ecology of *Roystonea oleracea* palm swamp Forest in the Nariva Swamp (Trinidad). *Wetlands*. 18:249-255.
- Brewer SW, Rejmánek M. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a neotropical forest. *Journal of Vegetation Science*. 10:165–174.
- Callado CH, Barros AAM, Ribas LA, Albarello N, Gagliardi R, Jascone CE. 2009. Flora e Cobertura Vegetal. In: Bastos M, Callado CH, editores. 1ª ed. O Ambiente da Ilha Grande. Rio de Janeiro: Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável. p 91–161.
- Catford JA, Jansson R, Nilsson C. 2009. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*. 15:22–40.
- Cid B, Figueira L, Mello AFT, Pires AS, Fernandez FAS. 2014. Short-term success in the reintroduction of the red-humped agouti *Dasyprocta leporina*, an important seed disperser, in a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Tropical Conservation Science*. 7:796-810.
- Colautti RI, Ricciardi A, Grigorovich IA, MacIsaac HJ. 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*. 7(8):721–733.
- Dittel JW, Lambert TD, Adler GH. 2015. Seed dispersal by rodents in a lowland forest in central Panama. *Journal of Tropical Ecology*. 31:403–412.
- Forget PM. 1991. Scatterhoarding of *Astrocaryum paramaca* by *Proechimys* in French Guiana: comparison with *Myoprocta exilis*. *Tropical Ecology*. 32:155–167.

- Galetti M, Donatti C, Steffler C, Genini J, Bovendorp RS, Fleury M. 2010. The role of seed mass on the caching decision by agoutis, *Dasyprocta leporine* (Rodentia: Agoutidae). *Zoologia*. 27:472–476.
- Gosper CR, Stansbury CD, Vivian-Smith G. 2005. Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. *Diversity and Distribution*. 11:549e558.
- Gosper CR, Vivian-Smith G. 2010. Fruit traits of vertebrate-dispersed alien plants: smaller seeds and more pulp sugar than indigenous species. *Biological Invasions*. 12:2153e2163.
- Henderson A, Galeano G, Bernal R. 1995. Field guide to the palms of the Americas. 1st ed. New Jersey: Princeton University Press. 363 p.
- Hoch GA, Adler GH. 1997. Removal of black palm (*Astrocaryum standleyanum*) seeds by spiny rats (*Proechimys semispinosus*). *Journal of Tropical Ecology*. 13:51–58.
- INEA – Instituto Estadual do Ambiente. 2013. Parque Estadual da Ilha Grande: plano de manejo (fase 2)/resumo executivo. Rio de Janeiro, RJ. 98 p.
- Jarić I, Cvijanović G. 2012. The tens rule in invasion biology: measure of a true impact or our lack of knowledge and understanding? *Environmental Management*. 50:979–981.
- Jordano P, Garcia C, Godoy JA, Garcia-Castaño. 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 104:3278-3282.
- Keane RM, Crawley MJ. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution*. 17:164–170.
- Levine JM, Adler PB, Yelenik SG. 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*. 7:975–989.
- Lewis SL, Maslin MA. 2015. Defining the anthropocene. *Nature*. 519:171–180.
- Lorenzi H, Souza HM, Costa JTM, Cerqueira LSC, Ferreira E. 2004. Palmeiras brasileiras e exóticas cultivadas. 1^a Ed. São Paulo: Nova Odessa. 416 p.
- Meyer JY, Lavergne C, Hodel DR. 2008. Time bombs in gardens: invasive ornamental palms in tropical islands, with emphasis on French Polynesia (Pacific Ocean) and the Mascarenes (Indian Ocean). *Palms*. 52:23-35.
- Nascimento MT, Araújo RM, Dan ML, Netto EBF, Braga JMA. 2013. The imperial palm (*Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook) as an invasive species of a wetland in Brazilian Atlantic forest. *Wetlands Ecology and Management*. 21:1-5.
- Nunez MA, Simberloff D, Relva MA. 2008. Seed predation as a barrier to alien conifer invasions. *Biological Invasions*. 10:1389–1398.

- Parker JD, Hay ME. 2005. Biotic resistance to plant invasions? Native herbivores prefer non-native plants. *Ecology Letters*. 8:959–967.
- Pearson DE, Hierro JL, Chiuffo M, Villarreal D. 2014. Rodent seed predation as a biotic filter influencing exotic plant abundance and distribution. *Biological Invasions*. 16:1185–1196.
- Pires AS, Galetti M. 2012. The agouti *Dasyprocta leporina* (Rodentia: Dasyproctidae) as seed disperser of the palm *Astrocaryum aculeatissimum*. *Mastozoologia Neotropical*. 19: 147-153.
- Raíces DSL, Ferreira PM, Mello JHF, Bergallo HG. 2017. Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research*. 2:78–89.
- Rejmánek M, Richardson DM. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*. 77:1655–1660.
- Richardson DM, Allsopp N, D’Antonio CM, Milton SJ, Rejmanek M. 2000. Plant invasions: the role of mutualism. *Biological Review*. 75:65–93.
- Silva MG, Tabarelli M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. *Acta Oecologica*. 22:259-268.
- Seebens H, Essl F, Dawson W, Fuentes N, Moser D, Pergl J, Pyšek P, Van Kleunen, Weber E, Winter M, Blasius B. 2015. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology*. 21:4128–4140.
- Svenning JC. 2002. Non-native ornamental palms invade a secondary tropical forest in Panama. *Palms*. 46:81-86.
- Traveset A, Richardson DM. 2006. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution*. 21:208-216.
- Traveset A, Richardson DM. 2014. Mutualistic interactions and biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*. 45:89-113.
- Vitousek PM, D’Antonio CM, Loope LL, Westbrooks R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*. 84:468-478
- Westcott DA, Fletcher CS. 2011. Biological invasions and the study of vertebrate dispersal of plants: opportunities and integration. *Acta Oecologica*. 37:650-656.
- Wotton D, McAlpine K. 2015. Seed dispersal of fleshy-fruited environmental weeds in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*. 39:155–169.
- Zona S, Henderson A. 1989. A review of animal-mediated seed dispersal of palms. *Selbyana*. 11:6-21.

Zucaratto R, Pires AS. 2014. The exotic palm *Roystonea oleracea* (Jacq.) O. F. Cook (Arecaceae) on an island within the Atlantic Forest Biome: naturalization and influence on seedling recruitment. *Acta Botanica Brasilica*. 28: 417-421.

APÊNDICE A - Estudos avaliados na revisão de frugivoria em *Roystonea* spp.

Alevi JY. 2016. Interações mutualísticas entre plantas e aves frugívoras no Parque Estadual Lago Azul, Campo Mourão, Paraná, Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, Paraná.

Bonadie WA, Bacon PR. 2000. Year-round utilisation of fragmented palm swamp forest by Red-bellied macaws (*Ara manilata*) and Orange-winged parrots (*Amazona amazonica*) in the Nariva Swamp (Trinidad). *Biological Conservation*. 95:1-5.

Bosque C, Ramírez R, Rodríguez D. 1995. The diet of oilbird in Venezuela. *Ornitologia Neotropical*. 6:67-80.

Corrêa C. 2010. Ecologia de sabiás (*Turdus* spp.) e sanhaços (*Thraupis* spp.) em área urbana com fragmentos florestais no campus da UNESP de Rio Claro. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, São Paulo.

Giery ST, Venazzi E, Zonna S, Stroud JT. 2017. Frugivory and seed dispersal by the invasive knight anole (*Anolis equestris*) in Florida, USA. *Food Webs*. 11:13–16.4

Greenhall AM. 1957. Food preferences of Trinidad fruit bats. *Journal of Mammalogy*. 38(3):409-410.

Ortega J, Castro-Arellano I. 2001. *Artibeus jamaicensis*. *Mammalian Species*. 662:1-9.

Reuleaux A, Richards H, Payet T, Villard P, Waltert M, Bunbury N. 2014 Insights into the feeding ecology of the Seychelles Black Parrot *Coracopsis barklyi* using two monitoring approaches. *Ostrich: Journal of African Ornithology*. doi: 10.2989/00306525.2014.931311.

Santos AA, Ragusa-Neto J. 2013. Toco-toucan (*Ramphastos toco*) feeding habits at an urban area in central Brazil. *Ornitologia Neotropical*. 24:1-13.

- Santos AA, Ragusa-Neto J. 2014. Plant food resources exploited by Blue-and-Yellow Macaws (*Ara ararauna*, Linnaeus 1758) at an urban area in Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 74:429-437.
- Silva RFM. 2011. Interações entre plantas e aves frugívoras no campus da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro.
- Skutch AF. 1960. Life histories of Central American birds, II. *Pacific Coast Avifauna*. 34:1-593.
- Snow BK, Snow DW. 1971. The feeding ecology of tanagers and honeycreepers in Trinidad. *Auk*. 88:291-322.
- Struthers PH. 1927. Notes on the bird-life of Mona and Desecheo Islands. *Auk*. 44:539-544.
- Tan KH, Zubaid A, Kunz TH. 1998. Food habits of *Cynopterus brachyotis* (Muller) (Chiroptera: Pteropodidae) in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*. 14:299-307.
- Tan KH, Zubaid A, Kunz TH. 2000. Fruit dispersal by the lesser-dog faced fruit bat *Cynopterus brachyotis* (Muller) (Chiroptera: Pteropodidae). *Malayan Nature Journal*. 54:57-62.
- Wiley JW, Wiley BN. 1979. The biology of the white-crowned pigeon. *Wildlife Monographs*. 64:1-54.
- Zona S, Henderson A. 1989. A review of animal-mediated seed dispersal of palms. *Selbyana*. 11:6-21.

APÊNDICE B– Espécies de animais interagindo com frutos de *Roystonea* spp. em áreas de ocorrência natural das espécies (N) e áreas onde as palmeiras são consideradas exóticas (E). As espécies estão separadas por grupos e ordenadas em ordem alfabética (continua)

Grupo	Espécie	Nome comum	Hábito alimentar	Palmeira consumida	Origem da palmeira	Estudo
Aves	Psittacidae					
	<i>Amazona amazonica</i>	papagaio do mangue	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	N	Bonadie e Bacon 2000
	Psittacidae					
	<i>Ara ararauna</i>	arara canindé	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Santos e Ragusa-Neto 2014
	Psittacidae					
	<i>Coracopsis barklyi</i>	papagaio negro de Seycheles	generalista	<i>Roystonea</i> sp.	E	Reuleaux et al. 2014
	Tyrannidae					
	<i>Myiozetetes similis</i>	papa mosca social	generalista	<i>Roystonea regia</i>	N	Skutch 1960
	Psittacidae					
	<i>Orthopsittaca manilatus</i>	maracanã do buriti	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	N	Bonadie e Bacon 2000
	Columbidae					
	<i>Patagioenas leucocephala</i>	pombo de coroa branca	generalista	<i>Roystonea borinquena</i>	N	Wiley e Wiley 1979
	Columbidae					
	<i>Patagioenas leucocephala</i>	pombo de coroa branca	generalista	<i>Roystonea</i> sp.	N	Struthers 1927
	Cracidae					
	<i>Penelope superciliaris</i>	jacupemba	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Alevi 2016
	Tyrannidae					
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Silva 2011
	Ramphastidae					
	<i>Pteroglossus bailloni</i>	araçari banana	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Alevi 2016
Ramphastidae						
<i>Pteroglossus castanotis</i>	araçari castanho	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Alevi 2016	
Ramphastidae						
<i>Ramphastos dicolorus</i>	tucano de bico verde	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Alevi 2016	
Ramphastidae						
<i>Ramphastos toco</i>	tucano toco	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Santos e Ragusa-Neto 2013	
Ramphastidae						
<i>Selenidera maculirostris</i>	araçari poca	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Alevi 2016	
Steatornithidae						
<i>Steatornis caripensis</i>	passaro oleoso	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	N	Zonna e Henderson 1989	
Steatornithidae						
<i>Steatornis caripensis</i>	passaro oleoso	generalista	<i>Roystonea</i> sp.	N	Bosque et al 1995	

APÊNDICE B– Espécies de animais interagindo com frutos de *Roystonea* spp. em áreas de ocorrência natural das espécies (N) e áreas onde as palmeiras são consideradas exóticas (E). As espécies estão separadas por grupos e ordenadas em ordem alfabética (conclusão)

	Thraupidae					
	<i>Tangara palmarum</i>	sanhaço do coqueiro	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Correa 2010
	Thraupidae					
	<i>Tangara palmarum</i>	sanhaço do coqueiro	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	N	Snow e Snow 1971
	Thraupidae					
	<i>Tangara palmarum</i>	sanhaço do coqueiro	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Silva 2011
	Thraupidae					
	<i>Tangara sayaca</i>	sanhaço cinzento	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Correa 2010
	Thraupidae					
	<i>Tangara sayaca</i>	sanhaço cinzento	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Silva 2011
	Turdidae					
	<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá do barranco	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Alevi 2016
	Turdidae					
	<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá do barranco	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	E	Correa 2010
	Phyllostomidae					
Mamífero voador	<i>Artibeus jamaicensis</i>	morcego de fruta jamaicano	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	N	Ortega e Castro-Arellano 2001
	Phyllostomidae					
	<i>Artibeus lituratus</i>	morcego da cara branca	generalista	<i>Roystonea oleracea</i>	N	Greenhall 1957
	Pteropodidae					
	<i>Cynopterus brachyotis</i>	morcego frugívoro nariz curto	generalista	<i>Roystonea regia</i>	E	Tan et al. 1998
	Pteropodidae					
	<i>Cynopterus brachyotis</i>	morcego frugívoro nariz curto	generalista	<i>Roystonea regia</i>	E	Tan et al. 2000
	Dactyloidae					
Mamífero não voador	<i>Anolis equestris</i>	anole cavaleiro cubano	generalista	<i>Roystonea regia</i>	N	Giery et al. 2017

Fonte: O autor, 2018.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo mostrou que a palmeira exótica *Roystonea oleracea* está na última etapa do processo de invasão na Ilha Grande, a fase da dispersão (Blackburn et al. 2011). *Roystonea oleracea* mantém populações autossustentáveis na natureza (ou seja, sem ajuda da intervenção humana), com indivíduos sobrevivendo e se reproduzindo a uma distância significativa em relação aos pontos de introdução. Neste estágio a espécie já é considerada invasora e medidas de manejo devem ser aplicadas na tentativa de conter o espalhamento para novos locais e mitigar os efeitos que possam surgir com a invasão.

O uso de modelos de projeções integrais (IPMs) se mostrou bastante promissor no que se refere ao manejo de *R. oleracea* na ilha. Além de quantificar as taxas de crescimento populacional, os IPMs apontaram a direção para onde o manejo deve acontecer nas populações da palmeira. A retirada de indivíduos com maiores diâmetros (> 400 mm) é essencial para reduzir as taxas de crescimento populacional da espécie. No entanto, algumas questões foram levantadas: quantos indivíduos devem ser retirados das populações? Qual a frequência com que estes indivíduos devem ser retirados? Estas questões devem ser avaliadas ao se traçar medidas para manejar a palmeira na ilha. Isto tornará o manejo mais eficiente e ajudará que os recursos sejam mais bem aplicados.

Uma sugestão à parte e que deve ser apreciada é que, apesar de o estudo da dinâmica ter sido realizado nas três maiores populações da palmeira na ilha, outras áreas também têm populações. Nestas áreas, a abundância de indivíduos é bem menor em relação às áreas estudadas. Tais áreas poderiam servir de laboratório para testar as técnicas a serem utilizadas para manejar a palmeira, pois é recomendado que o manejo de plantas exóticas se inicie com indivíduos isolados ou em locais com baixas densidades (Moody e Mack 1988). Além de aprimorar as técnicas de manejo, isto permitiria uma estimativa de custos e mão de obra a serem aplicados.

Outras questões a serem consideradas é que ao se manejar *Roystonea oleracea*, isto ocorra de maneira gradual e estudos paralelos dos efeitos que possam surgir com a retirada da palmeira sejam realizados. É importante também, que seja realizado o plantio de espécies nativas, em especial o palmito juçara *Euterpe edulis*. Esta espécie é considerada como em perigo na Ilha Grande (Callado et al. 2009) e a substituição da palmeira imperial por *E. edulis* seria uma maneira de assegurar que a espécie nativa não seja extinta na ilha e contribuir para a

restauração da floresta. Além disso, o plantio do palmito juçara permitiria um manejo de *R. oleracea* sem muita interferência na dieta dos animais que interagem com os frutos da palmeira, pois, estes animais, além de generalistas em relação aos hábitos alimentares, também são os mesmos que consomem frutos do palmito (Cid et al. 2014, Bello et al. 2017).

Dado o fato de que *Roystonea oleracea* é extremamente emblemática e com um valor cênico agregado a ela, é de extrema importância que qualquer decisão de manejo da espécie na ilha deva ser tomada considerando a participação da sociedade civil, em especial os moradores. Ao inserir a sociedade na tomada de decisões, se expõe a mesma no contexto das invasões biológicas e aos problemas que podem surgir quando uma espécie não nativa é introduzida em uma nova área. O envolvimento dos moradores pode ajudar a mitigar os conflitos entre os mesmos e os tomadores de decisões, aumentando as chances de sucesso dos programas de manejo da palmeira e outras espécies exóticas presentes na Ilha Grande. Além disso, o engajamento de cidadãos como voluntários nos programas de manejo pode reduzir os custos relacionados aos mesmos e sustentar tais programas em longo prazo (Dechoum et al. 2018)

Por fim, é importante ressaltar que, apesar deste estudo ser direcionado para uma única espécie, ele tem uma ampla abrangência e pode ser utilizado por tomadores de decisões em outras Unidades de Conservação, em especial no que se refere ao manejo de plantas exóticas, uma área ainda carente de estudos. Isto é ainda mais relevante quando se considera Unidades de Conservação com a presença de assentamentos humanos e que são atrativos turísticos, como é o caso da Ilha Grande. Programas educativos devem ser desenvolvidos junto aos residentes locais na tentativa de evitar a entrada de novas espécies exóticas nestas áreas.

REFERÊNCIAS

- Bello C, Galetti M, Montan D, Pizo MA, Mariguela TC, Culot L, Bufalo F, Labecca F, Pedrosa F, Constantini R et al. 2017. Atlantic frugivory: a plant–frugivore interaction data set for the Atlantic Forest. *Ecology*. 98 (6):1729. <https://doi.org/10.1002/ecy.1818>.
- Blackburn TM, Pysek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarosik V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 26:333–339.
- Callado CH, Barros AAM, Ribas LA, Albarello N, Gagliardi R, Jascone CE. 2009. Flora e Cobertura Vegetal. In: Bastos M, Callado CH, editores. 1ª ed. O Ambiente da Ilha Grande. Rio de Janeiro: Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável. p 91–161.
- Cid B, Figueira L, Mello AFT, Pires AS, Fernandez FAS. 2014. Short-term success in the reintroduction of the red-humped agouti *Dasyprocta leporina*, an important seed disperser, in a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Tropical Conservation Science*. 7:796-810.
- Dechoum M, Giehl ELH, Suhs RB, Silveira TCL, Ziller SR. 2018. Citizen engagement in the management of non-native invasive pines: Does it make a difference? *Biological Invasions*. 21(1):175-188.
- Moody ME, Mack RN. 1988. Controlling the spread of plant invasions - the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology*. 25:1009–1021.