



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

SUAMYR TACONI DE CARVALHO JÚNIOR

**DINÂMICA POPULACIONAL DA PALMEIRA EXÓTICA
Caryota urens NO PARQUE NACIONAL DA TIJUCA: SUBSÍDIOS PARA O
MANEJO**

Profa. Dra. Alexandra Pires
Orientadora

Dr. Rodrigo Zucaratto
Coorientador

SEROPÉDICA, RJ
AGOSTO – 2021



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

SUAMYR TACONI DE CARVALHO JÚNIOR

**DINÂMICA POPULACIONAL DA PALMEIRA EXÓTICA
Caryota urens NO PARQUE NACIONAL DA TIJUCA: SUBSÍDIOS PARA O
MANEJO**

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

Profa. Dra. ALEXANDRA PIRES
Orientadora

Dr. RODRIGO ZUCARATTO
Coorientador

SEROPÉDICA, RJ
AGOSTO – 2021

DINÂMICA POPULACIONAL DA PALMEIRA EXÓTICA
Caryota urens NO PARQUE NACIONAL DA TIJUCA: SUBSÍDIOS PARA O MANEJO

SUAMYR TACONI DE CARVALHO JÚNIOR

APROVADA EM: 19 de agosto de 2021

BANCA EXAMINADORA:

Profa. Dra. ALEXANDRA PIRES – UFRRJ
Orientadora

Profa. Dra. RITA DE CÁSSIA QUITETE PORTELA – UFRJ
Membro

Prof. Dr. RODOLFO CESAR REAL DE ABREU – UFRRJ
Membro

Dedico este trabalho à minha família, em especial minha à avó Rubenita.

AGRADECIMENTOS

Diversas pessoas contribuíram para o meu crescimento e formação desde que eu ingressei no curso de Engenharia Florestal, mas gostaria de agradecer especialmente:

Aos meus pais e minhas avós que me apoiaram desde o meu ingresso na universidade.

Aos grandes amigos que conheci na Rural, Vinícius, Rogério, Lucas (Djow) e Isabella (Bella), alguns conheci desde o início do curso, outros conheci ao decorrer, porém todos foram fundamentais nessa jornada, me ajudando a estudar para as provas e me proporcionaram momentos de tranquilidade em situações complicadas dessa jornada.

À minha orientadora Dra. Alexandra Pires pelo conhecimento passado, conversas e orientação desde o meu ingresso no LECF (Laboratório de Ecologia e Conservação de Florestas).

Ao meu coorientador Dr. Rodrigo Zucaratto e a Dra. Gabriela Akemi Oda que me ajudaram durante o desenvolvimento do estudo, pelas conversas sobre o trabalho, sugestões de leitura e ensinamentos passados.

À Dra. Rita Portela por ter me auxiliado nas análises que foram realizadas nesse trabalho.

Aos doutores Rita Portela e Rodolfo Abreu por terem aceitado participar da banca de avaliação deste trabalho, realizando sugestões que contribuíram muito para a melhoria do mesmo.

Aos amigos do LECF, pelas conversas e momentos de troca durante o almoço ou durante o cafezinho.

Aos funcionários do Parque Nacional da Tijuca, Katyucha e Plínio que me auxiliaram com toda a logística e aos monitores, Álvaro, Flávio e Diego, que ajudaram nos trabalhos de campo que foram vitais para o desenvolvimento desse trabalho.

RESUMO

Palmeiras são introduzidas como ornamentais em todo o mundo e algumas delas se tornam invasoras, necessitando de ações de manejo para minimizar os impactos nas espécies nativas. Como algumas espécies são de difícil controle e necessitam de uma grande quantidade de recursos financeiros, as ações de manejo precisam ser bem planejadas visando a máxima eficiência. Uma forma de planejar o manejo de determinada espécie é através de seu estudo demográfico, onde a partir do conhecimento da dinâmica da população é possível saber quais fases de vida da espécie influenciam mais o seu crescimento, podendo-se concentrar o manejo nessa fase. Nesse trabalho foi estudada a população de uma palmeira exótica invasora, *Caryota urens* L., no Parque Nacional da Tijuca no Rio de Janeiro, Brasil. A população foi amostrada em 2019 e 2020, em quinze parcelas de 10 x 10 m, localizadas a diferentes distâncias da principal população fonte encontrada no local de estudo. Todos os indivíduos dentro das parcelas foram marcados e classificados em estágios ontogenéticos. A população foi dominada por indivíduos dos estágios iniciais, com plântulas e infantes correspondendo a 85% dos indivíduos amostrados em 2019 e 87% em 2020. O autovalor dominante da população (λ) foi igual a 1, indicando que a espécie invasora se encontra com a população estável na região no período estudado. Os indivíduos reprodutivos foram os que apresentaram a maior influência no autovalor dominante da população (λ). Os resultados encontrados confirmam que a espécie estabeleceu com sucesso nessa área natural protegida. Ações de manejo devem ser tomadas com urgência na tentativa de conter o alastramento para novos locais e erradicar esta palmeira invasora desta unidade de conservação. O manejo deve ser concentrado nos indivíduos reprodutivos, pois foram os que mais influenciaram o λ . O manejo, através do corte do meristema apical, deve ser realizado primeiramente nos três indivíduos reprodutivos observados próximos às parcelas amostradas, e após isso, deve-se iniciar de forma gradual o manejo dos reprodutivos observados nos jardins do Parque Lage. Ações de plantio de palmeiras nativas com frutos de tamanho similar podem ser realizadas juntamente com a remoção dessa espécie invasora.

Palavras-chave: Arecaceae. Demografia. Estrutura populacional. Invasão. Palmeira rabo-de-peixe.

ABSTRACT

Palms are introduced as ornamentals around the world and some of them become invasive, requiring management actions to minimize impacts on native species. As some species are difficult to control and require a large number of financial resources, management actions need to be well planned aiming the maximum efficiency. One way to plan the management of a given species is through its demographic study. Through the knowledge of its population dynamics, for example, it is possible to know which life stages of the species most influence its growth, and concentrate the management on this stage. In this work, the population of the exotic invasive palm *Caryota urens* L. was studied in the Tijuca National Park in Rio de Janeiro, Brazil. The population was sampled in 2019 and 2020, in fifteen 10 x 10 m plots, located at different distances from the main population source found at the study site. All individuals within the plots were marked and classified into ontogenetic stages. The population was dominated by individuals from the early stages, with seedlings and infants accounting for 85% of the individuals sampled in 2019 and 87% in 2020. The population's dominant eigenvalue (λ) was equal to 1, showing that the invasive species meets the stable population in the region during the period studied. Reproductive individuals were those that had the greatest influence on the population's dominant eigenvalue (λ). The results confirm that the species has successfully established itself in this protected natural area. Management actions must be taken urgently in an attempt to contain the spread to new locations and eradicate this invasive palm tree from this conservation unit. Management should be concentrated on reproductive individuals, as they were the ones that most influenced λ . The management, through the cutting of the apical meristem, must first be carried out in the three reproductive individuals observed close to the sampled plots, and after that, the management of the reproductives observed in the gardens of Parque Lage must be started gradually. Planting actions of native palm trees with similar-sized fruits can be carried out together with the removal of this invasive species.

Keywords: Arecaceae. Demography. Population structure. Invasion. Fishtail palm.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 2. REVISÃO DE LITERATURA | 1 |
| 2.1 Palmeiras como invasoras | 1 |
| 2.1 Dinâmica populacional e manejo de invasoras | 3 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS..... | 4 |
| 3.1 Espécie estudada | 4 |
| 3.2 Caracterização da área de estudo | 5 |
| 3.3 Coleta e análise dos dados..... | 6 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 7 |
| 4.1 Estados ontogenéticos e estrutura populacional de <i>Caryota urens</i> | 7 |
| 4.2 Dinâmica populacional de <i>Caryota urens</i> no PNT e proposta de manejo | 9 |
| 5. CONCLUSÕES | 12 |
| 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 12 |

1. INTRODUÇÃO

As palmeiras estão entre as espécies ornamentais mais introduzidas pelo mundo, podendo se tornar invasoras em alguns casos (FEHR et al., 2020; ZUCARATTO et al., 2020). Estudos mostraram que palmeiras invasoras podem reduzir o recrutamento de outras espécies vegetais (ZUCARATTO; PIRES 2014), podendo causar o declínio de espécies de palmeiras nativas (MENGARDO; PIVELLO, 2014; CONDÉ et al., 2016). Além disso, as sementes de espécies de palmeiras podem ser hospedeiras de alguns patógenos, sendo estas agentes que facilitam a disseminação de doenças (ARAUJO; SILVA, 2010).

Uma espécie invasora tem a capacidade de manter populações autossustentáveis por vários ciclos de vida e espalhar-se a distâncias significativas do local original de introdução (RICHARDSON; PYSEK, 2012). Quando chegam a esse status necessitam de ações de manejo para minimizar seus impactos. Estudos demográficos podem ser utilizados como uma ferramenta para entender melhor o ciclo de vida de exóticas invasoras e traçar estratégias para manejá-las. Através desse tipo de estudo podemos obter a taxa de crescimento da população, para sabermos se a mesma está decrescendo, estável ou em crescimento (SAKAI et al., 2001; KERR et al., 2016). Além disso, podemos determinar como o manejo será realizado, se este será concentrado em uma classe de tamanho (ZUCARATTO et al., 2021) ou estágio de vida, visando redução de custos e maior eficiência no manejo (KERR et al., 2016).

Um exemplo de palmeira invasora é a *Caryota urens* L., comumente chamada de palmeira rabo-de-peixe. Sua introdução no Brasil, data do início do século XX, com a espécie sendo usada como ornamental na cidade de São Paulo (ROMERO; ENOKIBARA, 2018). Esta palmeira é considerada de alto risco de invasão no Brasil (INSTITUTO HÓRUS, 2020) e está presente em quase todos os estados brasileiros, incluindo algumas áreas protegidas (MORO; CASTRO, 2015; PETRI et al., 2018). Uma dessas áreas protegidas é o Parque Lage (62,5 ha; Fig. 1), um fragmento de Mata Atlântica localizado na cidade do Rio de Janeiro, que faz parte do Parque Nacional da Tijuca - uma das maiores florestas urbanas do mundo. Essa palmeira foi diagnosticada como invasora na área em um estudo anterior (TACONI; ZUCARATTO; PIRES, aceito) que demonstrou que a espécie se encontra estabelecida na área, apresenta uma população estável e está avançando para o interior da floresta. Sendo assim, o objetivo desse estudo foi (i) caracterizar os estágios ontogenéticos pós-germinativos da palmeira invasora *Caryota urens*; (ii) descrever a estrutura populacional de *C. urens* nos anos de 2019 e 2020; (iii) descrever a demografia da espécie na área entre os anos de 2019 e 2020; e (iv) fornecer subsídios para o manejo da espécie através de informações obtidas no estudo demográfico.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Palmeiras como invasoras

Uma espécie vegetal para se tornar invasora necessita ultrapassar uma série de barreiras que impedem seu estabelecimento (Figura 1). A primeira barreira do processo de invasão é a geográfica, onde uma espécie necessita chegar em um local fora da sua área de distribuição natural. Na maioria das vezes o ser humano é um veículo, realizando a introdução de espécies fora do seu local de distribuição original. A segunda barreira é a de cultivo da espécie, seguida pelas barreiras de sobrevivência, reprodução, dispersão e espalhamento (Figura 1). É considerada como invasora apenas a espécie que ultrapassa a barreira de dispersão. Após

ultrapassar a barreira de dispersão, uma espécie invasora pode ter uma expansão populacional “boom” ou uma contração de sua população “bust” (BLACKBURN et al., 2011).

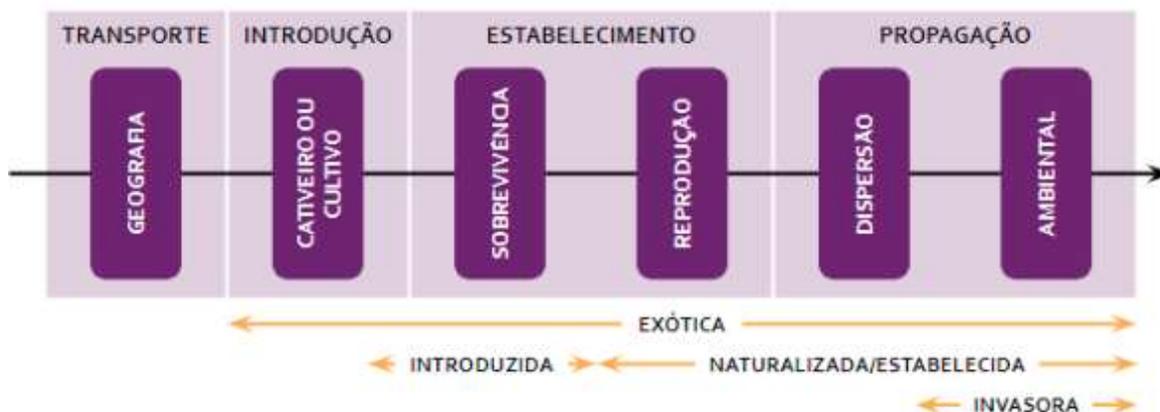


Figura 1: Barreiras e estágios do modelo único de invasão, onde a seta preta indica o avanço de uma espécie no processo de invasão.

Fonte: Oliveira (2020), adaptado de Blackburn et al. (2011)

As palmeiras - como são comumente conhecidos os indivíduos da família Arecaceae - por exemplo, são utilizados pelos seres humanos para os mais diversos fins (MACÍA et al., 2011). O grupo é um dos mais introduzidos como ornamentais exóticas pelo mundo, o que faz com que o mesmo já ultrapasse a barreira geográfica de algumas regiões (FEHR et al., 2020). A família Arecaceae (Palmae), apresenta distribuição pantropical, possuindo cerca de 188 gêneros e 2585 espécies (HENDERSON et al., 1995; PALMWEB, 2020). As palmeiras possuem um estipe lenhoso, que não se ramifica, devido a predominância da gema apical, suas folhas geralmente são do tipo pinatipartidas ou flabeliformes, que se encontram agrupadas no ápice do estipe (SOUZA; LORENZI, 2012). No Brasil existem cerca de 301 espécies nativas distribuídas em 37 gêneros, presente em todos os biomas com diversos hábitos: herbáceos, lianas e arbóreos (Arecaceae in Flora do Brasil 2020, em construção).

Fehr et al. (2020) mostraram que das 96 espécies de palmeiras encontradas fora de sua área de distribuição natural, 86 espécies foram classificadas como naturalizadas e 28 foram consideradas invasoras (1,1%). Isso indica que a família Arecaceae possui uma proporção maior de espécies invasoras se comparadas a outros grupos de árvores e arbustos (0,5%-0,7%, RICHARDSON; REJMÁNEK, 2011). Dessa forma, pode-se considerar Arecaceae a principal família de espécies invasoras. No Brasil, são documentados casos de palmeiras introduzidas que se estabeleceram se tornando invasoras, como *Archontophoenix cunninghamiana*, *Caryota urens* e a *Roystonea oleraceae* no Rio de Janeiro (MENGARDO, 2011; ZUCARATTO et al., 2020; TACONI; ZUCARATTO; PIRES, aceito).

Por ser um grupo que tem seus frutos muito consumidos pela fauna, principalmente por mamíferos e aves (ZONA; HENDERSON, 1989), as introduções de espécies de palmeiras podem fazer com que as espécies introduzidas como ornamentais estabeleçam interações com a fauna e suas sementes sejam dispersas (TRAVESET; RICHARDSON, 2014; FEHR et al., 2020). Além disso, a grande quantidade de frutos produzidos e a fácil adaptação a locais perturbados (HELENO et al., 2013; ELSAMOL et al., 2019), fazem com que esse grupo apresente facilidade no processo de invasão. Já sendo reportado que palmeiras invasoras podem alterar a fisionomia do bioma invadido (FEHR et al., 2020).

Os resultados da invasão são diversos, incluindo redução da biodiversidade nativa, redução populacional de espécies nativas, alterações nos fluxos de nutrientes locais, entre outros (BLACKBURN et al., 2014). Por isso, se faz necessário realizar a mitigação ou erradicação das espécies invasoras (BLACKBURN et al., 2011). Zucaratto e Pires (2014) mostraram que uma palmeira invasora reduziu o recrutamento de outras espécies vegetais na Ilha Grande, Rio de Janeiro. Outros trabalhos com palmeiras invasoras mostraram o declínio de palmeiras nativas em outras regiões do Brasil (MENGARDO; PIVELLO, 2014; CONDÉ et al., 2016). Além de afetarem espécies nativas, as invasões podem trazer consequências socioeconômicas negativas. Essas consequências podem ser mínimas como pequenas alterações na comunidade, que trazem pequeno impacto econômico e social, até mudanças massivas, impossibilitando a utilização de determinadas áreas para fins econômicos e sociais (BACHER et al., 2018).

É necessário realizar o monitoramento de espécies exóticas (ROBERTSON et al., 2020) e caso seja observado impacto na comunidade local se faz necessário ações de manejo para minimizar seus impactos e se possível erradicar a espécie (SIMBERLOFF, 2013; BLACKBURN et al., 2014). Um meio de monitorar espécies exóticas e invasoras, é através do estudo da dinâmica populacional, para verificar se a população se encontra em declínio, estável ou em crescimento na região estudada (ZUCARATTO et al., 2020).

2.1 Dinâmica populacional e manejo de invasoras

A dinâmica populacional nos permite entender o comportamento de populações de plantas e dos fatores que afetam a mesma. Uma ferramenta para analisar a dinâmica de uma população são os modelos matriciais. Os modelos matriciais podem nos ajudar a analisar se uma população está estável, crescendo ou em declínio (RAMULA et al., 2008; ILES et al., 2016). Por exemplo, Bruna e Oli (2005) estudaram a influência da fragmentação florestal na população da herbácea *Heliconia acuminata* (Heliconiaceae) na Amazônia. Foram observados comportamentos populacionais distintos da espécie em fragmentos de diferentes tamanhos quando comparados a uma floresta contínua. Esses estudos geralmente utilizam Modelos Matriciais, onde os indivíduos são incluídos de acordo com seus estágios ontogenéticos.

Através dos modelos populacionais é possível estimar o autovalor dominante ou taxa de crescimento da população (λ), e analisar qual fase da vida tem maior impacto nessa taxa de crescimento. O autovalor dominante ou taxa de crescimento da população (λ), nos dá um indicativo se a população estudada está em declínio ($\lambda < 1$), estável ($\lambda = 1$) ou em crescimento ($\lambda > 1$) no intervalo de tempo amostrado (CASWELL, 2001). Através dos modelos populacionais podemos obter valores mostrando quais estágios possuem maior contribuição para a taxa de crescimento da população ou simular retirada de indivíduos e prever o comportamento da população após essa (CASWELL, 2012).

Os estágios ontogenéticos utilizados nos modelos matriciais, partem da ideia de ontogenia onde cada indivíduo tem uma sequência de desenvolvimento, onde pode apresentar diferenças morfológicas, anatômicas, fisiológicas e bioquímicas (GATSUK et al., 1980). Onde podem aparecer novas estruturas que representem a mudança de estágio ou desaparecimento de uma estrutura (URANOV, 1975; GATSUK et al., 1980;). No caso de palmeiras, esses estágios geralmente são marcados pela ausência ou presença de estruturas vegetativas ou reprodutivas, além de modificações nas folhas que ocorrem ao longo da vida (PORTELA; SANTOS, 2011). Para espécies que não possuem características bem definidas que sustentem a mudança de estágio podem ser utilizados os Modelos de Projeção Integral (IPM), que utilizam variáveis contínuas como altura da planta e diâmetro (ZUIDEMA et al., 2010).

O estudo da dinâmica populacional pode ser uma ferramenta para auxiliar tomadas de decisão referente ao manejo de espécies invasoras (SAKAI et al., 2001; KERR et al., 2016). Por exemplo, como a erradicação na última fase é mais difícil e possui elevados custos

referentes ao manejo (BLACKBURN et al., 2011), estudos demográficos podem mostrar onde investir o manejo. Na Ilha Grande, por exemplo, a palmeira imperial (*Roystonea oleraceae*) se apresentou abundante em determinadas áreas da ilha devido ao seu histórico de introdução (ZUCARATTO et al., 2020). Zucaratto et al. (2020) demonstraram em seu estudo demográfico dessa espécie, que os indivíduos com diâmetro à altura do solo (DAS) ≥ 450 mm, deveriam ser removidos primeiramente visando melhor eficiência e reduzindo os custos. Exemplos com outros grupos de plantas invasoras também demonstram como a demografia pode auxiliar no manejo dessas espécies, avaliando inclusive o sucesso do mesmo. Thompson (2005) estudou o efeito da remoção de uma gramínea invasora nos Estados Unidos da América (*Bromus diandrus* Roth) no autovalor dominante da população (λ) de *Oenothera deltooides* subsp. *howellii* [Munz] W. Klein (Onagraceae), uma espécie nativa da região, que se encontrava ameaçada de extinção. Foi observado através de um estudo demográfico utilizando modelos matriciais que a remoção de *B. diandrus*, resultou em aumento do λ de *O. deltooides*. A espécie *O. deltooides* que possuía $\lambda < 1$ em 1997, antes do manejo da gramínea invasora, chegou a $\lambda > 1$ no ano 2000 após o manejo. Outro exemplo, é o estudo conduzido por Kerr et al. (2016), que realizaram estudos demográficos para decidir formas de manejar populações de 14 espécies vegetais em cinco países. O estudo utilizou modelos matriciais para monitorar a eficácia das ações de manejo para essas espécies e demonstrou que a utilização do estudo demográfico obteve bons resultados quando analisado a relação custo-eficácia do manejo conduzido.

Existem muitas formas de se manejar uma população exótica. Antes da espécie chegar ao status de invasora podem ser realizadas ações como a interceptação da mesma antes de sua introdução e a delimitação de barreiras (KENIS et al., 2007; NOVOA et al., 2015). Após a introdução, uma forma de manejo é manter as espécies introduzidas em cativeiro, como estufas e viveiros, impedindo a sua dispersão para ambientes naturais (KELLER; LODGE, 2007; BLACKBURN et al., 2011). Caso a espécie encontre condições favoráveis e se estabeleça, se faz necessário conter a espécie, como a remoção de adultos reprodutivos e/ou supressão (PANZACCHI et al., 2007; BYCE et al., 2011; ROBERTSON et al., 2020). Algumas espécies, além de se estabelecerem se dispersam a outros ambientes, o que faz com que elas se tornem invasoras, nesses casos é importante a supressão da espécie (BLACKBURN et al., 2001; ROBERTSON et al., 2020).

Em alguns casos, no entanto, é inviável a erradicação, pois o custo para erradicar a espécie seria muito elevado (ROBERTSON et al., 2020). Para outras espécies é possível realizar o manejo visando a erradicação da espécie, quando a espécie apresenta populações pouco difundidas, apesar de haver poucos casos de erradicação de espécies de plantas invasoras (SIMBERLOFF, 2013). Após o manejo é importante realizar o monitoramento, para evitar casos como reinvasão ou invasão de outras espécies exóticas presentes na área. No monitoramento pós manejo, podemos verificar se é adequado, se o tipo de manejo dado a espécie foi efetivo e traçar novas formas de manejar a espécie (ROBERTSON et al., 2020).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Espécie estudada

A palmeira rabo-de-peixe (*Caryota urens*) é proveniente do sul da Ásia e é amplamente usada como ornamental. Essa palmeira possui estipe solitário e pode alcançar até 20 metros de altura, e diferente de outras espécies de palmeiras, possuem pinas secundárias conhecidas como folhas bipinadas, o que é comum no gênero *Caryota*. O ciclo de vida é curto, o tempo de vida médio da palmeira é de 25 anos e a idade da primeira reprodução é com cerca de 15 anos (HENDERSON, 2002; RAJYALAKSHMI, 2004).

A espécie produz de 8.000 a 12.000 frutos por infrutescência (HENDERSON, 2002) que possuem em média 1.5 cm de comprimento (PIMENTA, 2007). As sementes podem liberar compostos alelopáticos que podem inibir a germinação de outras espécies vegetais (FONSEKA et al., 2017). O maior percentual de germinação encontrado foi 97,14% (PIMENTA, 2007) e as sementes demoram cerca de 60 dias para germinar (LORENZI et al., 2004). Apesar das sementes possuírem oxalato de cálcio que são irritantes para as pessoas, elas servem de alimento para algumas espécies (ZONA; HENDERSON, 1989; JONES, 1999; JOTISH, 2013).

A espécie já foi reportada como invasora em Manipur na Índia (SINGH et al., 2015) e no Parque Nacional da Tijuca no Rio de Janeiro (TACONI; ZUCARATTO; PIRES, aceito). Em um estudo conduzido em uma área de reflorestamento em São Paulo, das 15 exóticas encontradas na área, 12 tiveram comportamento de exótica invasora não-dominante e apenas *C. urens* apresentou o comportamento de exótica invasora dominante (ARANHA et al., 2018). Em outras localidades, no entanto, a mesma não foi considerada invasora, como no Parque Nacional de Brasília onde foi considerada uma espécie exótica casual com baixa propensão de estabelecimento e crescimento populacional, mas foi manejada (HOROWITZ et al., 2013).

3.2 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Lage pertencente ao Setor Serra da Carioca do Parque Nacional da Tijuca (PNT, 22°55' e 23°00' S, 43°11' e 43°19' O – Figura 2), localizado no Rio de Janeiro, nas montanhas do Maciço da Tijuca, Região Sudeste do Brasil. O PNT possui relevo montanhoso e é composto por áreas com altitudes que variam desde 80m, ao fundo do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, até 1.021m, no Pico da Tijuca. O clima até 500 metros de altitude é do tipo “Af – Clima úmido de floresta tropical”, e acima dos 500 metros o clima é do tipo “Cfa – Clima temperado, mesotérmico, e super úmido” considerando a classificação de Köppen (1948). O Parque Lage possui um jardim que foi construído entre 1920 e 1930, como parte da ornamentação de uma antiga residência, a Mansão Lage (atualmente Escola de Artes Visuais), o qual foi projetado seguindo os modelos dos jardins europeus (MEMORIALAGE, 1975).

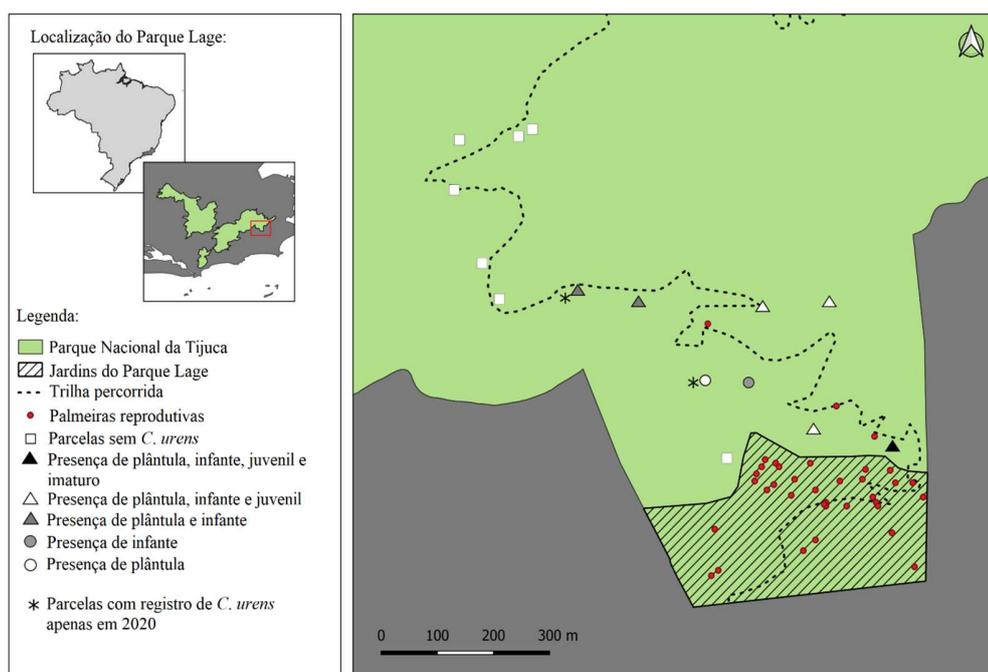


Figura 2: Parque Lage, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro
Fonte: O próprio autor.

3.3 Coleta e análise dos dados

Em 2019 foram delimitadas 15 parcelas de 10x10m distribuídas no Setor Serra da Carioca (22°57'26.12"S e 43°12'46.43"O – Figura 2). Todos os indivíduos da espécie em estudo foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas para acompanhamento da população e tiveram informações da espécie como tipo de folha, presença de estipe e estruturas reprodutivas anotadas. Para *C. urens* foram caracterizados no primeiro ano do estudo os estágios ontogenéticos pós-germinativos, sendo utilizados os mesmos estágios na reamostragem em 2020. Com os dados coletados de 2019 e 2020 foi possível realizar um estudo demográfico da população de *C. urens* através dos modelos matriciais. Foi utilizado o software R 4.0.2 (R CORE TEAM, 2020) e os pacotes quadprog 1.5-8 (TURLACH; WEINGESSEL, 2012) e popbio 2.7 (STUBBEN; MILLIGAN, 2007) para se construir uma matriz de transição (A). Foi realizada uma análise utilizando a função 'eigen.analysis' visando obter parâmetros de elasticidade, sensibilidade, estrutura estágio-estável da população.

Na matriz de transição (Figura 3), a diagonal central da matriz representa a taxa de permanência em cada estágio (p), o último valor à direita na linha superior representa a fecundidade (f), a subdiagonal inferior representa o crescimento (g), mostrando as taxas de transição ente os estágios e em alguns casos, pode ser observada a regressão da classe (r). Com a matriz de transição é possível obter a taxa de crescimento da população (λ), no intervalo de 2019 e 2020, podendo ser descrita pela fórmula $n(t+1) = A * n(t)$. O $\lambda=1$ representa a população estável, $\lambda>1$ população crescendo e $\lambda<1$ população em decréscimo (CASWELL, 2001).

$$A = \begin{vmatrix} p1 & r2 & 0 & 0 & f5 \\ g1 & p2 & r3 & 0 & 0 \\ 0 & g2 & p3 & r4 & 0 \\ 0 & 0 & g3 & p4 & r5 \\ 0 & 0 & 0 & g4 & p5 \end{vmatrix}$$

Figura 3: Matriz de transição (A).

Fonte: Modificado de Lefkovitch (1965)

Devido à ausência de indivíduos reprodutivos nas parcelas marcadas, no estudo demográfico, foi realizado o levantamento dos indivíduos reprodutivos observados no jardim do Parque Lage e nas adjacências da trilha percorrida. Por mais que esses dados não tenham sido considerados na estrutura populacional da espécie (Figura 5), foram utilizados na dinâmica populacional da espécie. Na análise da população foram utilizadas as palmeiras reprodutivas dentro do raio de 100m das parcelas com a presença da *Caryota urens*. Foram 13 reprodutivos considerados nesse raio onde foram incluídos na matriz de transição e para o cálculo de fecundidade. A fecundidade da *Caryota urens* foi calculada com o somatório de plântulas em 2020 e dividido pelo número de reprodutivos no raio de 100m.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estados ontogenéticos e estrutura populacional de *Caryota urens*

A amostragem das parcelas resultou na marcação de 110 indivíduos de *C. urens* em 2019. Com a amostragem, foi possível definir os estágios ontogenéticos para a espécie, sendo caracterizados 5 estágios ontogenéticos pós-germinativos, sendo apenas o último o reprodutivo, conforme a Tabela 1. Em *C. urens* o estágio infante apresenta inicialmente a divisão no limbo foliar com apenas pinas primárias (Figura 4b), sendo considerada uma folha transicional. Na Figura 4c, a mesma apresentou uma nova divisão da folha, em pinas secundárias, porém ainda não se assemelha a uma folha bipinada observada em jovens, imaturos e reprodutivos, por isso é considerada ainda uma folha transicional.

Tabela 1: Estágios ontogenéticos de *Caryota urens* delimitados a partir de uma população amostrada no Parque Lage, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.

| Estágio | Tamanho (DAS) | Estipe | Estruturas reprodutivas | Folhas |
|-------------|---------------|----------|-------------------------|--|
| Plântula | - | Ausente | Ausente | Somente bífida |
| Infante | - | Ausente | Ausente | Bífida e transicional, ou somente folhas transicionais |
| Jovem | - | Ausente | Ausente | Transicional e bipinada, ou somente folhas bipinadas |
| Imaturo | - | Presente | Ausente | Somente folhas bipinadas |
| Reprodutivo | ≥25cm | Presente | Presente | Somente folhas bipinadas |



Figura 4: Estágios ontogenéticos de *Caryota urens* observados no Parque Lage, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. (a) plântula, (b) infante, (c) infante, (d) jovem, (e) imaturo, (f) reprodutivo

Fonte: O próprio autor.

A população em 2019 apresentou uma grande proporção de indivíduos nos primeiros estágios, com quase 85% dos indivíduos marcados sendo plântulas e infantes (Figura 5). Em 2020 a população apresentou o mesmo padrão de distribuição, sendo 113 indivíduos amostrados, sendo quase 87% de plântulas e infantes. Em 2020 foram feitas 51 remedições, 59 mortos ou não encontrados e 62 novos indivíduos nas parcelas. Não foram observados indivíduos reprodutivos nas parcelas, mas foram marcados 34 reprodutivos nos jardins do Parque Lage, além de três reprodutivos na trilha, conforme Figura 2.

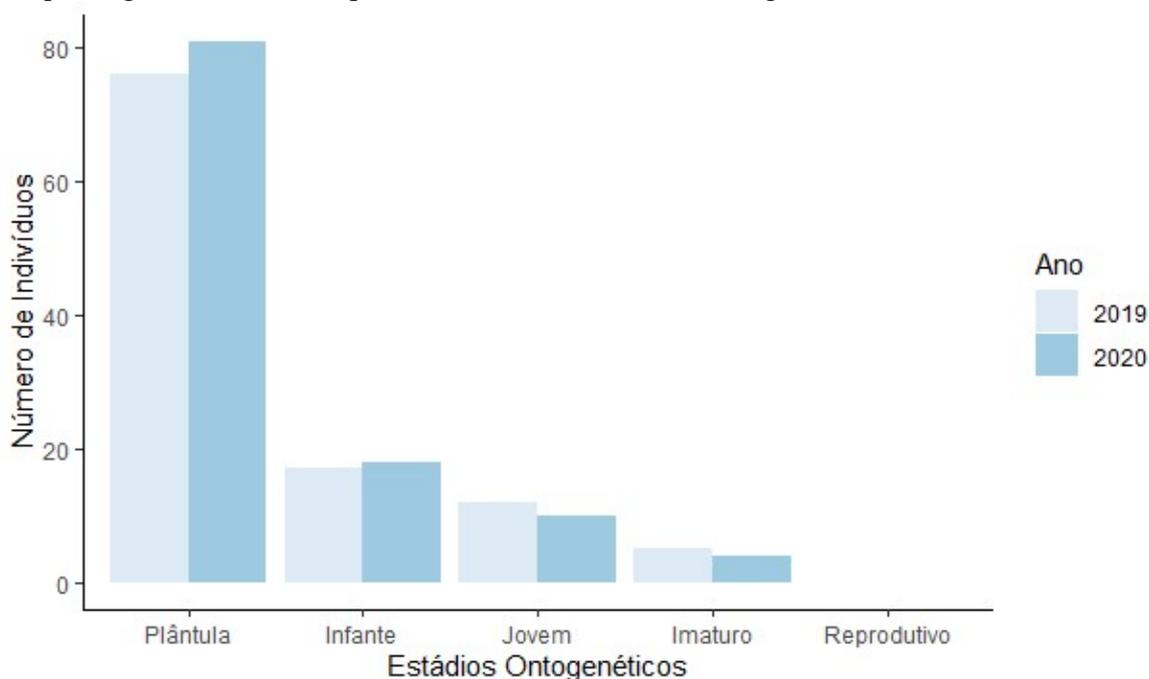


Figura 5: Estrutura populacional de *Caryota urens* nos anos de 2019 e 2020 no Parque Lage, Setor Serra da Carioca, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.

Fonte: O próprio autor.

Já foi observado que algumas espécies de palmeiras formam bancos de plântulas (REIS et al., 1995; TONETTI; NEGRELLE, 2001; AGUIAR; TABARELLI, 2010). A formação de banco de plântulas é comum para espécies que possuem sementes recalcitrantes, que é o caso de algumas palmeiras (AGUIAR; TABARELLI, 2010). Isso explica a grande proporção de plântulas de *C. urens* na área de estudo. Quanto ao baixo número de reprodutivos nas áreas naturais e florestadas do Parque, isso está relacionado ao histórico de invasão da espécie no Parque e ao tempo de vida da palmeira, que pode chegar até 25 anos (HENDERSON, 2002). Foi observado um grupo de 34 adultos de *C. urens* nos Jardins do Parque Lage. Dadas as características dessas palmeiras (≥ 15 m de altura) e a forma como a maioria dos indivíduos estavam dispostos (formando uma aleia), essa localidade foi considerada como o local de introdução de *C. urens* na área, sendo esses indivíduos definidos como a fonte de propágulos para a população atual (TACONI; ZUCARATTO; PIRES, em publicação). Como a vida média

da palmeira é de 25 anos e a idade da primeira reprodução cerca de 15 anos (HENDERSON, 2002; RAJYALAKSHMI, 2004), estimamos que a espécie esteja presente no jardim há pelo menos 53 anos, já que em 1982 foi realizada uma coleta de frutos dessa palmeira na área (www.reflora.jbrj.gov.br). Foram observados indivíduos de estágios mais avançados próximos dessa população dos jardins do Parque Lage, enquanto mais distante foram observados apenas plântulas e infantes (Figura 2).

A caracterização dos estágios foi importante para padronizar estudos futuros com a espécie de forma que demais pesquisadores possam utilizar a mesma caracterização permitindo comparação das populações da espécie em diferentes áreas. A estrutura populacional é uma representação gráfica da população no momento de medição, por isso, foram calculadas as taxas de mortalidade, natalidade, transição entre estágios para entender o comportamento da população.

4.2 Dinâmica populacional de *Caryota urens* no PNT e proposta de manejo

Na Tabela 2 observamos a matriz de transição da espécie no PNT, entre 2019 e 2020, sendo que a transição de plântula para infante foi a única observada em campo. As demais transições, infante para jovem, de jovem para imaturo e imaturo para reprodutivo, não foram observadas, sendo considerado o valor de 0.001 para indicar que a transição existe. A população de rabo-de-peixe apresentou uma alta mortalidade de plântulas entre 2019 e 2020 (Tabela 3), mas apesar da grande mortalidade de plântulas, houve uma grande quantidade de germinação de sementes, o que refletiu a estrutura populacional ainda estável em 2020 (Figura 5), com $\lambda = 1$. Apesar da grande mortalidade de plântulas, os demais estágios tiveram sobrevivência $\geq 70\%$ (Tabela 3), apresentando alta taxa de permanência no mesmo estágio. Cada indivíduo reprodutivo da espécie origina cerca de 4.46 indivíduos viáveis (Tabela 2). Outro ajuste necessário foi na taxa de sobrevivência do estágio reprodutivo, pois não foram observadas mortes de indivíduos, tendo a taxa de sobrevivência sido ajustada de 1 para 0.99. Esses ajustes foram necessários para indicar que existe transição entre todos os estágios e que nenhum estágio possui sobrevivência de 100%, o que não faria sentido biológico.

Tabela 2: Matriz de transição entre os estágios ontogenéticos de *Caryota urens* nos anos de 2019 e 2020 para a população amostrada no Parque Lage, Setor Serra da Carioca, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.

| | Plântula | Infante | Jovem | Imaturo | Reprodutivo |
|-------------|------------|------------|------------|------------|-------------|
| Plântula | 0.30263158 | 0.00000000 | 0.00000000 | 0.00000000 | 4.46153846 |
| Infante | 0.01315789 | 0.70588235 | 0.08333333 | 0.00000000 | 0.00000000 |
| Jovem | 0.00000000 | 0.00100000 | 0.83333333 | 0.00000000 | 0.00000000 |
| Imaturo | 0.00000000 | 0.00000000 | 0.00100000 | 0.80000000 | 0.00000000 |
| Reprodutivo | 0.00000000 | 0.00000000 | 0.00000000 | 0.00100000 | 0.99000000 |

Tabela 3: Sobrevivência e mortalidade por estágio de *Caryota urens* nos anos de 2019 e 2020 no Parque Lage, Setor Serra da Carioca, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.

| | Plântula | Infante | Juvenil | Imaturo | Reprodutivo |
|---------------|------------|------------|------------|------------|-------------|
| Mortalidade | 0.68421053 | 0.29311765 | 0.08233334 | 0.19900000 | 0.01000000 |
| Sobrevivência | 0.31578947 | 0.70688235 | 0.91766666 | 0.80100000 | 0.99000000 |

O Intervalo de Confiança (IC), considerando 2,5% e 97,5% retornaram o valor de 1 em ambos os casos, indicando que o λ é significativamente igual a 1, estando a população estável, sem apresentar crescimento nem decréscimo populacional no período amostrado. Na análise de elasticidade, foi observada que a permanência dos indivíduos reprodutivos no mesmo estágio obteve valor de 1, enquanto em outros casos como como a transição entre estágios, a regressão e a permanência obtiveram valor de 0 (Tabela 4). A análise de elasticidade mostra a contribuição da sobrevivência, crescimento, retrocesso e fecundidade de cada estágio para o autovalor dominante da população (CASWELL, 2001). Na análise de sensibilidade a única coluna diferente de 0 foi associada à transição de indivíduos de outros estágios para o reprodutivo, sendo a permanência dos reprodutivos no estágio com valor 1 (Tabela 5). Para a estrutura estágio-estável da população, observou-se que os indivíduos reprodutivos concentram a estabilidade da população tendo valor 1 em todos esses critérios, enquanto os demais estágios tiveram valor 0 (Tabela 6). Sendo assim, concluiu-se que os indivíduos reprodutivos têm grande impacto no λ da população.

Tabela 4: Análise de elasticidade de *Caryota urens* nos anos de 2019 e 2020 no Parque Lage, Setor Serra da Carioca, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.

| Estágio | Plântula | Infante | Jovem | Imaturo | Reprodutivo |
|-------------|----------|---------|-------|---------|-------------|
| Plântula | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Infante | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Jovem | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Imaturo | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Reprodutivo | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

Tabela 5: Análise de sensibilidade de *Caryota urens* nos anos de 2019 e 2020 no Parque Lage, Setor Serra da Carioca, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.

| Estágio | Plântula | Infante | Jovem | Imaturo | Reprodutivo |
|-------------|----------|---------|-------|---------|--------------|
| Plântula | 0 | 0 | 0 | 0 | 2.267683e-09 |
| Infante | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.184637e-07 |
| Jovem | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.365764e-05 |
| Imaturo | 0 | 0 | 0 | 0 | 5.263158e-03 |
| Reprodutivo | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

Tabela 6: Estrutura estágio-estável de *Caryota urens* nos anos de 2019 e 2020 no Parque Lage, Setor Serra da Carioca, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.

| Estágio | Plântula | Infante | Jovem | Imaturo | Reprodutivo |
|-----------------------|----------|---------|-------|---------|-------------|
| Valor estágio-estável | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

Os valores encontrados, no entanto, devem ser interpretados com cautela, já que a análise apresentou limitações pelo fato da população ser pequena e pelo intervalo de tempo utilizado na amostragem não ter permitido que se observasse a transição de indivíduos entre alguns estágios e nem a mortalidade dos reprodutivos. Dessa forma, alguns ajustes nos modelos foram necessários para que fosse possível obter um autovalor dominante da população (λ) mais representativo. Os valores dos parâmetros demográficos (elasticidade, sensibilidade e estrutura estágio-estável), no entanto, foram distintos dos que são comumente observados em outros estudos com populações vegetais. Outro fator que pode ter contribuído para os valores encontrados é que a população em questão foi composta predominantemente por plântulas e infantes (85%), e os mesmos tiveram altas taxas de mortalidade (Tabela 3), enquanto os reprodutivos não apresentaram mortalidade no período amostrado, o que tornou necessário o ajuste do modelo para contemplar a mortalidade nesse estágio (Tabela 3). De qualquer forma, apesar dos ajustes e dos valores encontrados é clara a contribuição dos reprodutivos para a manutenção da população e um possível crescimento futuro da mesma, devendo as ações de manejo ser concentradas nesse estágio.

Como a palmeira tem população autossustentável e está se espalhando em áreas naturais do Parque Lage, ações de manejo para conter a propagação devem ser tomadas com urgência. Tais ações de manejo evitariam o surgimento de novos focos de invasão e os impactos negativos desta palmeira sobre as espécies nativas, conforme relatado para outras palmeiras invasoras (HOLMQUIST et al., 2011; ZUCARATTO; PIRES, 2014; CONDÉ et al., 2016). Como a espécie apresenta uma população pequena e está restrita a uma pequena área, ações de manejo bem planejadas podem ser eficientes na erradicação da espécie da área. A eficiência na erradicação de plantas invasoras com pequenas populações foi demonstrada por Simberloff (2013). O autor relatou vários exemplos de plantas invasoras com pequenas populações que foram erradicadas de áreas protegidas, incluindo uma espécie de palmeira também da Ásia (*Livistona chinensis* (Jacq.) R.Br. ex Mart) e com características semelhantes a *C. urens* (tamanho, produção de frutos). Por mais que a erradicação de espécies invasoras seja difícil de alcançar, deve-se visar esse objetivo e uma forma de melhorar o manejo de espécies invasoras é através da detecção precoce e resposta rápida ao manejo das invasoras (PYŠEK; RICHARDSON, 2010).

O manejo da *C. urens* deve, portanto, se concentrar inicialmente nos indivíduos reprodutivos, pois são os que tem maior impacto no λ . Kerr et al. (2016) mostraram a eficiência de custo-benefício da utilização de estudos demográficos com modelos matriciais, visando concentrar o manejo em determinados indivíduos de uma população com base na demografia. Sendo assim, o manejo concentrado nesses indivíduos apresentará potencialmente a maior eficiência e menor custo. O modelo padrão de manejo de espécies invasoras proposto por Robertson et al. (2020), sugere a supressão de indivíduos reprodutivos a fim de controlar espécies invasoras, devido a capacidade desses indivíduos de disseminar propágulos da espécie criando focos de invasão. Deve ser realizado primeiramente o manejo dos três indivíduos isolados observados na trilha, próximos às parcelas, e após isso, se realizar de forma gradual o manejo da população principal encontrada nos Jardins do Parque Lage.

Para remover essas palmeiras reprodutivas, sugerimos cortar os meristemas apicais, uma alternativa mais viável do que cortar a palmeira. Essa alternativa também reduz os riscos para outras espécies que podem ser causados pelo abate de indivíduos grandes (≥ 10 m).

Simultaneamente, recomendamos a remoção das estruturas reprodutivas dos indivíduos reprodutivos no jardim do Parque Lage. A remoção de tais estruturas pode impedir o desenvolvimento de novos propágulos, até que seja feita a remoção completa desses indivíduos reprodutivos.

Um monitoramento pós-remoção das palmeiras também é altamente recomendado. Este monitoramento é importante para evitar a reinvasão por *C. urens* ou uma invasão por outras plantas exóticas que estão presentes na área (SIMBERLOFF, 2013). Conforme Robertson et al. (2020), paralelamente à retirada das palmeiras, se faz necessário a restauração das áreas manejadas. Para essa área pode ser indicado o plantio de espécies vegetais nativas, como a palmeira *Euterpe edulis* Mart. (palmito juçara). Esta palmeira nativa possui baixa densidade populacional no Parque Lage e é considerada vulnerável de acordo com a lista vermelha da Flora Brasileira (CNCFlora, 2012). Assim, o plantio de *E. edulis* nas áreas manejadas pode fornecer recursos alimentares semelhantes para a fauna, além de aumentar a densidade populacional desta espécie, auxiliando na sua preservação.

Por fim, por mais que a análise indique que os reprodutivos têm a maior influência no λ da população, a alteração do λ no passar dos anos pode alterar a influência de cada taxa vital neste, podendo alterar o estágio que possui maior influência no λ (BRUNA, 2003). Por ser uma população pequena e tendo sido considerado apenas um intervalo de um ano entre a coleta de dados, as análises feitas podem dessa forma não contemplar totalmente a situação da população, sendo sugerido o acompanhamento da mesma por um período maior de tempo.

5. CONCLUSÕES

A estrutura populacional não teve alterações significativas entre 2019 e 2020, o que era esperado já que o λ da população foi igual a 1, o que indica que a população está estável.

A análise de sensibilidade demonstrou que os indivíduos adultos foram os que mais contribuíram para a estabilidade da população.

Por ser uma espécie invasora em uma área protegida, o manejo da mesma deve ser iniciado o mais rapidamente possível, aproveitando que a espécie apresenta a maior parte de sua distribuição restrita a uma pequena área.

O manejo deve ser concentrado nos indivíduos reprodutivos pois tiveram os parâmetros demográficos mais significativos da população analisada. Sugere-se que os três indivíduos isolados dentro da área natural do Parque sejam imediatamente removidos, podendo ser realizado o corte do meristema apical para evitar a derrubada da árvore. Simultaneamente deve ser feito o manejo dos adultos localizados nos jardins do Parque Lage. Enquanto for realizada a retirada gradual desses indivíduos para evitar uma colonização de outras invasoras na área, as estruturas reprodutivas podem ser cortadas dos reprodutivos até que a remoção/erradicação de todas as palmeiras reprodutivas ocorra. Indica-se ainda o acompanhamento da população por mais tempo para verificar se o λ irá se alterar.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, R.C.R.; RODRIGUES, P.J.F.P. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. **Rodriguésia**, v. 61, n. 4, p. 677-688, 2010.

AGUIAR, A.V.; TABARELLI, M. Edge Effects and Seedling Bank Depletion: The Role Played by the Early Successional Palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 42, p. 158-166, 2010.

ARANHA, B.A.; GORENSTEIN, M.R.; SOUZA, S.C.P.M.; BATISTA, J.L.F. 65 anos depois: Diversidade e composição florística de uma floresta ribeirinha reflorestada por meio do plantio de espécies exóticas. **Scientia Plena**, v.14, n.8, p.1-16, 2018.

ARAÚJO, J.S.P.; SILVA, A.M.S. A palmeira imperial: da introdução no Brasil: Colônia às doenças e pragas no século XXI. **Ciência e Cultura**, v. 62, n.1, p. 26-8, 2010.

Arecaceae in Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB53>>. Acesso em: 19 Mar. 2020

BACHER, S.; BLACKBURN, T.M.; ESSL, F.; GENOVESI, P.; HEIKKILÄ, J.; JESCHKE, J.M.; JONES, G.; et al. Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). **Methods in Ecology and Evolution**, v.9, p. 159-168, 2018.

BLACKBURN, T.M.; PYSEK, P.; BACHER, S.; CARLTON, J.T.; DUNCAN, R.P.; JAROŠÍK, V.; WILSON, J.R.U.; RICHARDSON, D.M. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.

BLACKBURN, T.M.; ESSL, F.; EVANS, T.; HULME, P.E.; JESCHKE, J.M.; KUHN, I.; KUMSCHICK S.; MARKOVÁ, Z.; MRUGALA, A.; NENTWIG, W.; et al. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. **Plos biology**, v. 12, n. 5, e1001850, 2014.

BRYCE, R.; OLIVER, M.K.; DAVIES, L.; GRAY, H.; URQUHART, J.; LAMBIN, X. Turning back the tide of American mink invasion at an unprecedented scale through community participation and adaptive management. **Biological Conservation**, v. 144, p. 575–583, 2011.

BRUNA, E.M.; OLI, M.K. Demographic effects of habitat fragmentation on a tropical herb: life-table response experiments. **Ecology**, v. 86, n. 7, p. 1816–1824, 2005.

BRUNA, E.M. Are populations in fragmented habitats recruitment limited? Tests with an Amazonian herb. **Ecology**, v. 84, p. 932–947, 2003.

CASWELL, H. **Matrix population models: construction, analysis and interpretation**. Sunderland, Sinauer Associates, 2001.

CASWELL, H. Matrix models and sensitivity analysis of populations classified by age and stage: a vec-permutation matrix approach. **Theoretical Ecology**, v. 5, p. 403–417, 2012.

CNCFlora. 2012. **Livro Vermelho da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

CONDÉ, T.M.; SILVA, F.; SOUZA, A.L.; GARCIA, E.A.; COSTA, W.S.; CHAVES, A.S.; LOPES, P.F. Exotic palms threatens native palms: a risk to plant biodiversity of Atlantic Forest. **Revista Árvore**, v. 42, n. 2, e4202016, 2016.

ELSAMOL, K.B.; SREEKUMAR, V.B.; THASINI, V.M.; NIMISHA, E.S. Avian frugivory and seed dispersal of an exotic palm *Ptychosperma macarthurii* (H. Wendl. ex H. J. Veitch) H. Wendl. ex Hook. f. **Tropical Ecology**, v. 60, p. 159-162, 2019.

FEHR, V.; BUITENWERF R, SVENNING JC. Non-native palms (Arecaceae) as generators of novel ecosystems: A global assessment. **Diversity and Distributions**, v. 0, p. 1-16, 2020.

FONSEKA, S.I.; ADIKARI, S.; JAYASEKERA, L.R.; RANASINGHE, P.; PREMAKUMARA, G.A.S. Seed germination inhibitory effect of *Caryota urens* L. seed pericarp on rice and associated weeds. **Tropical Plant Research**, v. 4, n. 1, p. 1-6, 2017.

GATSUK, L.E., SMIRNOVA, O.V.; VORONTZOVA, L.V.; ZAUGOLNOVA, L.B.; ZHUKOVA, L.A. Age states of plants of various growth forms: A review. **Journal of ecology**, n. 68, p. 675-696, 1980.

INSTITUTO HÓRUS. Análise de Risco para Plantas Invasoras: *Caryota urens*. Disponível em:

<<http://www.institutohorus.org.br/download/AR%20Plantas%20Horus/AR%20Plantas%20Caryota%20urens.pdf>> . Acesso em> 15 de maio de 2020.

HELENO, R.H.; OLESEN, J.M.; NOGALES, M.; VARGAS, P.; TRAVESET, T. Seed dispersal networks in the Galápagos and the consequences of alien plant invasions. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 280, e20122112, 2013.

HENDERSON, A.; GALEANO, G.; BERNAL, R. **Field guide to the palms of the Americas**. New Jersey: Princeton University Press. 1995.

HENDERSON, A. Evolution and ecology of palms. New York: The New York Botanical Garden Press. 2002.

HOLMQUIST, J.G.; SCHMIDT-GENGENBACH, J.; SLATON, M.R. Influence of invasive palms on terrestrial arthropod assemblages in desert spring habitat. **Biological Conservation**, v.144, p. 518-525, 2011.

HOROWITZ, C.; MARTINS, C.R.; WALTER, B.M.T. Flora Exótica no Parque Nacional de Brasília: Levantamento e Classificação das Espécies. **Biodiversidade Brasileira**, v.3, n. 2, p. 50-73, 2013.

ILES, D.T.; SALGUERO-GOMEZ, R.; ADLER, P.B.; KOONS, D.N. Linking transient dynamics and life history to biological invasion success. **Journal of Ecology**, v. 104, p. 399-408, 2016.

JONES, D.L. **Palmeras del mundo**. Barcelona: Ômega. 1999.

KERR, N.Z.; BAXTER, P.W.J.; SALGUERO-GOMEZ, R.; WARDLE, G.M.; BUCKLEY, Y.M. Prioritizing management actions for invasive populations using cost, efficacy, demography and expert opinion for 14 plant species world-wide. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, p. 305-316, 2016.

KELLER, R.P.; LODGE, D.M. Species invasions from commerce in live aquatic organisms: problems and possible solutions. **Bioscience**, v. 57, p.428-436, 2007.

KENIS, M.; RABITSCH, W.; AUGER-ROZENBERG, M.A.; ROQUES, A. How can alien species inventories and interception data help us prevent insect invasions? **Bulletin of Entomological Research**, v. 97, p. 489–502, 2007.

KERR, N.Z.; BAXTER, P.W.J.; SALGUERO-GOMEZ, R.; WARDLE, G.M.; BUCKLEY, Y.M. Prioritizing management actions for invasive populations using cost, efficacy, demography and expert opinion for 14 plant species world-wide. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, p. 305–316, 2016.

KÖPPEN. Climatologia: com um estúdio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Economica, 1948.

LEFKOVITCH, L.P. The Study of Population Growth in Organisms Grouped by Stages. **Biometrics**, v. 21, n. 1, p. 1-18, 1965.

LORENZI, H. **Palmeiras brasileiras e exóticas cultivadas**. São Paulo: Instituto Plantarum, 2004. 416 p.

MACÍA, M.J.; ARMESILLA, P.J.; CAMARA-LERET, R.; PANIAGUA- ZAMBRANA, N.; VILLALBA, S.; BALSLEV, H.; PARDO-DE-SANTAYANA, M. Palm uses in northwestern South America: a quantitative review. **Botanical Review**, v. 77, p. 462-570, 2011.

MEMORIALAGE. 1975. História do Parque Lage / Escola de Artes Visuais. Disponível em: <<http://acervo.memorialage.com.br/xmlui/handle/123456789/1950#page/1/mode/1up>>. Acesso em: 27 de agosto de 2020

MENGARDO, A.L.T. Subsídios para o manejo da invasão biológica de uma palmeira em áreas de Mata Atlântica. 2011. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, 2011.

MENGARDO, A.L.T.; PIVELLO, V.R. The effects of an exotic palm on a native palm during the first demographic stages: contributions to ecological management. **Acta Botanica Brasílica**, v. 28, n. 4, p. 552-558, 2014.

MORO, M.F.; CASTRO, A.S.F. A check list of plant species in the urban forestry of Fortaleza, Brazil: where are the native species in the country of megadiversity? **Urban Ecosystems**, v. 18, p. 47-71, 2015.

NASCIMENTO, M.T.; ARAUJO, R.M.; DAN, M.L.; NETTO, E.B.F.; BRAGA, J.M.A. The Imperial Palm (*Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook) as an invasive species of a wetland in Brazilian Atlantic forest. **Wetlands Ecology and Management**, v. 21, p. 367-371, 2013.

NOVOA, A.; KAPLAN, H.; KUMSCHICK, S.; WILSON, J.R.; RICHARDSON, D.M. Soft touch or heavy hand? Legislative approaches for preventing invasions: insights from cacti in South Africa. **Invasive Plant Science and Management**, v. 8, p. 307-316, 2015.

Palmweb: Palms of the World Online. Published on the internet [url]. Accessed on [19/03/2020].

- PANZACCHI, M.; COCCHI, R.; GENOVESI, P.; BERTOLINO, S. Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. **Wildlife Biology**, v. 13, p. 159-172, 2007.
- PETRI, L.; ARAGAKI, S.; GOMES, E.P.C. Management priorities for exotic plants in an urban Atlantic Forest reserve. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 4, p. 631-641, 2018.
- PIMENTA, R.S. Morfologia e germinação de sementes de *Caryota urens* (Lam.) Mart. (areaceae). 2007. 36 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.
- PYŠEK, P.; RICHARDSON, D.M. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, p.25-55, 2010.
- PORTELA, R.C.Q. Ecologia Populacional de três espécies de palmeiras em uma paisagem fragmentada no domínio mata atlântica, RJ. 2008. 140f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.
- PORTELA, R.C.Q.; SANTOS, F.A. Caracterização dos Estágios ontogenéticos de três espécies de palmeiras: uma proposta de padronização para estudos de dinâmica populacional. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 4, p.523-535, 2011.
- PORTELA, R.C.Q.; BRUNA, E.M.; SANTOS, F.A. Are protected areas really protecting populations? A test with an Atlantic rain forest palm. **Tropical Conservation Science**, v. 3, p. 361-372, 2010.
- RAJYALAKSHMI P. Caryota Palm Sago - A potential yet underutilized natural resource for modern starch industry. **Indian Journal of Natural Products and Resources**, v. 3, n. 3, p. 144-149, 2004.
- RAMULA, S.; KNIGHT, T.M.; BURNS, J.H.; BUCKLEY, Y.M. General guidelines for invasive plant management based on comparative demography of invasive and native plant populations. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 1124-1133, 2008.
- R CORE TEAM.** 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available. Disponível em: <<https://www.R-project.org>> Acesso em: 20 de julho de 2021.
- REIS, A. Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius (Palmae) em uma Floresta Ombrófila Densa Montana da encosta atlântica em Blumenau, SC. 1995. 154f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.
- RICHARDSON, D.M.; PYŠEK, P. Naturalization of introduced plants: Ecological drivers of biogeographical patterns. **New Phytologist**, v. 196, n. 2, p. 383-96, 2012.
- RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species – A global review: Global review of invasive trees & shrubs. **Diversity and Distributions**, v.17, p. 788-809, 2011.

ROBERTSON, P.A.; MILL, A.; NOVOA, A.; JESCHKE, J.M.; ESSL, F.; GALLARDO, B.; GEIST, J.; JARIC', I.; LAMBIN, X.; MUSSEAU, C.; PERGL, J.; PYSEK, P.; RABITSCH, W.; SCHMALENSEE, M.V.; SHIRLEY, M.; STRAYER, D.L.; STEFANSSON, R.A.; SMITH, K.; BOOYA, O. proposed unified framework to describe the management of biological invasions. **Biological Invasions**, v. 22, p. 2633-2645, 2020.

ROMERO, L.B.; ENOKIBARA, M. 2018. Repertório vegetal da arborização urbana do Estado de São Paulo no início do Século XX. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 39, n. 6, p. 76-94, 2018.

OLIVEIRA, J.F. Distribuição potencial de invasão e similaridade funcional e de nicho climático de *Archontophoenix cunninghamiana* H. WENDL & DRUDE (Arecaceae) em escala global e na Mata Atlântica. 2020. 140f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2020.

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

SIMBERLOFF, D. 2013. **Eradication – pipe dream or real option?** In: Foxcroft LC, Pysek P, Richardson DM, Genovesi P (eds) *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges*. Springer, Dordrecht, p. 549-559, 2013.

SINGH, T.B.; DAS, A.K.; SINGH, P. Study of alien and invasive flora of Valley District of Manipur and their control. **International Journal for Innovative Research in Science & Technology**, v. 1, p. 616-626, 2015.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias fanerógamas nativas e exóticas no Brasil**. São Paulo: Instituto Plantarum, 175p. 2012.

STUBBEN, C.J.; MILLIGAN, B.G. Estimating and Analyzing Demographic Models Using the popbio Package in R. **Journal of Statistical Software**, v. 22, n. 11, 2007.

THOMPSON, D.M. Matrix Models as a Tool for Understanding Invasive Plant and Native Plant Interactions. **Society for Conservation Biology**, v. 19, p. 917-928, 2005.

TURLACH, B.A.; WEINGESSEL A. Quadprog: Functions to Solve Quadratic Programming Problems. 2011.

TRAVESET, A.; RICHARDSON, D.M. Mutualistic interactions and biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 89-113, 2014.

TONETTI, E.L.; NEGRELLE, R.R.B. Dinâmica do branco de plântula de palmito em ambiente natural. **Scientia Agraria**, v. 2, p. 1-8, 2001

URANOV, A.A. Age spectrum of the phytocoenopopulation as a function of time and energetic wave processes. **Biologicheskie Nauki**, v. 2, p. 7-34, 1975.

WHITMORE, T.C. **Tropical rain forests of the Far East**. Oxford: Clarendon Press, 282p, 1975.

ZONA, S.; HENDERSON, A. A review of animal mediated seed dispersal of palms. **Selbyana**, v.11, p. 6-21, 1989.

ZUCARATTO, R.; PIRES, A.S. 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**, v. 28, n.3, p. 417-420, 2014.

ZUCARATTO, R.; SANTOS, G. S.; DOS SANTOS PIRES, A.; BERGALLO, H. G. Coalescing past and present to predict the future: historical attributes and current situation of a non-native palm on an island in the Atlantic Forest. **Journal of Coastal Conservation**, v. 24, n. 2, 2020.

ZUCARATTO, R.; DOS SANTOS PIRES, A.; BERGALLO, H. G.; PORTELA, R.C.Q. Felling the giants: integral projection models indicate adult management to control an exotic invasive palm. **Plant Ecology**, v. 222, p. 93-105, 2021.

ZUIDEMA, P.A.; JONGEJANS, E.; CHIEN, P.D.; DURING, H.J.; SCHIEVING, F. Integral Projection Models for trees: a new parameterization method and a validation of model output. **Journal of Ecology**, v. 98, p. 345–355, 2010.