



Universidade de Brasília – UnB
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

TESE DE DOUTORADO

Modelos de distribuição potencial e ecologia populacional de *Syagrus coronata* (Martius) Beccari - Arecaceae (licuri): recomendações para a conservação e o manejo de um importante PFTM para as regiões semiáridas do Nordeste do Brasil

Victor Vinícius Ferreira de Lima

Orientador: Ph.D. Aldicir Scariot

Brasília – DF

Agosto de 2019



Universidade de Brasília – UnB
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

TESE DE DOUTORADO

Modelos de distribuição potencial e ecologia populacional de *Syagrus coronata* (Martius) Beccari - Arecaceae (licuri): recomendações para a conservação e o manejo de um importante PFM para as regiões semiáridas do Nordeste do Brasil

Victor Vinícius Ferreira de Lima

Orientador: Ph.D. Aldicir Scariot

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Brasília – DF

Agosto de 2019

Modelos de distribuição potencial e ecologia populacional de *Syagrus coronata* (Martius) Beccari - Arecaceae (licuri): recomendações para a conservação e o manejo de um importante PFTM para as regiões semiáridas do Nordeste do Brasil

Victor Vinícius Ferreira de Lima

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília – UnB, como parte das exigências para obtenção do título de “Doutor”.

Dr. Aldicir Scariot
Embrapa Cenargen
(Orientador/Presidente)

Dr. Marcelo Brilhante de Medeiros
Embrapa Cenargen
(Membro externo)

Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi
Universidade de Brasília - UnB
(Membro interno não vinculado ao programa)

Dr. Daniel Luís Mascia Vieira
Embrapa Cenargen
(Membro externo vinculado ao programa)

Dra. Heloísa Sinatora Miranda
Universidade de Brasília - UnB
(Membro interno vinculado ao programa)



Dedico esse trabalho aos primores do sertão!

Aos primores de um povo, e sua íntima relação com a terra, o tempo e as chuvas.

Aos primores de uma natureza, batizada por Martius de “silva horrida”, que ao se reencontrar com as chuvas apresenta uma formidável capacidade de recriar.

Agradecimentos

Mesmo que pareça um caminho solitário, com algumas interrupções para os ajustes de engrenagem e interlocuções ao orientador, a elaboração de uma tese de doutorado é feita com o imensurável suporte de diversos atores, muitos deles sem nenhuma ligação ao espaço acadêmico. Portanto, tenho enorme satisfação em afirmar que este trabalho não foi construído sozinho, ao contrário, muitos foram aqueles que durante esses últimos cinco anos contribuíram para sua realização.

Talvez o mais fascinante em um estudo de ecologia seja a oportunidade identificar o seu alvo de estudo e experimentar, experimentar!!! No entanto, experimentar não se restringe simplesmente ao processo de tentar provar sua hipótese, testar os efeitos e responder suas perguntas. Experimentar é poder viver, passar, sentir, sofrer, suportar, conhecer, aprender. Assim, com muito carinho agradeço:

À Vida, suas mais diversas manifestações, materiais e espirituais, que nos surpreendem a cada novo amanhecer;

Ao meu orientador, e amigo, Aldicir Scariot, pela confiança, condições oferecidas e a oportunidade de desenvolver o meu estudo de doutorado no âmbito do Projeto Bem Diverso. Tenho em você um exemplo de superação e comprometimento. Muito obrigado pelo afeto, convivência e aprendizado;

À equipe técnica do Projeto Bem Diverso, Norberto, Cibelly, Matheus, pela simpatia, gentileza e ajuda logística e operacional despendida;

Ao Fernando Moretti, Assessor Técnico do Projeto Bem Diverso, pela amizade, boas conversas, orientações institucionais e administrativas relacionadas ao PNUD e a valorosa colaboração para o bom desenvolvimento das atividades em campo;

Aos muitos amigos do sertão da Bahia, muito obrigado pela receptividade sertaneja, sorriso, porta aberta e mão estendida. Ao meu grande amigo Genildo dos Santos de Oliveira, pela companhia durante as expedições de campo, convívio familiar, troca de experiências e pela valorosa ajuda na coleta de dados;

Aos amigos da Estação Ecológica Raso da Catarina (ICMBio), José Tiago, Elton Oliveira e toda equipe de brigadistas sempre disposta a ajudar ;

Aos amigos do Laboratório de Ecologia e Conservação - LECON da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia e do Programa de Pós-graduação em Ecologia;

À Universidade Pública e à Universidade de Brasília, por suas políticas de inclusão social e a extraordinária capacidade de abraçar a diversidade;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UnB, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela concessão de bolsa e o apoio logístico e financeiro para realização da presente tese;

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, em especial, às professoras Heloísa Miranda, Isabel Schmidt, Mercedes Bustamante e Rosana Tidon pelo excelente exemplo de dedicação, profissionalismo, posicionamento e a arte de saber ensinar;

Aos membros da banca, Daniel Luís Mascia Vieira, Eraldo Aparecido Matricardi, Heloísa Sinátorá Miranda e Marcelo Brilhante de Medeiros, pelas valorosas contribuições para o aperfeiçoamento da tese;

Aos amigos... Muitos foram aqueles que contribuíram em diferentes momentos e processos. Para não cometer qualquer deslize, mando uma abraço geral a todos vocês!;

À EMBRAPA Recursos Genéticos e Biotecnologia, ao Programa das Nações Unidas Para o Desenvolvimento e ao Fundo Nacional do Meio Ambiente pelo apoio logístico e financeiro para realização do presente trabalho;

Aos meus pais, Silvana Ferreira e Aneir Adriano, pela ajuda incondicional, por estarem sempre perto e apoiar minhas escolhas, e pelo amor e cuidado para com os meus filhos;

Aos meus filhos, Amanda e Gabriel, anjos que desceram de um raio cheio de estrelas, e se tornaram crianças aqui na Terra para poder ajudar o papai a brincar de amor. Divino e maravilhoso é poder beijar, abraçar e estar com vocês. Papai ama muito vocês e gostaria de aproveitar a oportunidade para pedir desculpas pela distância (apesar da proximidade física), ansiedade e pouca paciência nos últimos meses;

À Tathiana, minha esposa, companheira, mãe dos meus filhos. Você é parte fundamental nesse processo e divido com você a autoria desse trabalho. Obrigado por sua presença, obrigado pelo amor que me faz tão bem!

Agradeço a todos que contribuíram para a realização desse trabalho. Gratidão!!!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	14
Resumo geral	16
General abstract	17
Introdução geral	18
Referência Bibliográfica.....	21
Capítulo I: Distribuição geográfica de <i>Syagrus coronata</i>: desafios para a conservação de uma palmeira economicamente importante para as regiões semiáridas do nordeste do Brasil.....	27
Abstract.....	29
1. Introduction	30
2. Material and methods	32
2.1. Study area	32
2.2. Study specie	32
2.3. Occurrence records and environmental variables	33
2.4. Predictive modeling of <i>Syagrus coronata</i>	34
2.5. Degree of vulnerability of environmental suitability areas.....	35
3. Results	36
3.1. Predictive modeling and contribution of environmental variables	36
3.2. Degree of vulnerability and conservation status of environmental suitability areas	37
3.3. Priority areas for the conservation of <i>Syagrus coronata</i>	38
4. Discussion	38
4.1. Implications for the conservation of <i>Syagrus coronata</i>	41
5. Conclusions	42

6. References	43
Supplementary Material	62
Capítulo II: Predizendo a influência de fatores ambientais e antrópicos na estrutura populacional e regeneração natural de <i>Sygrus coronata</i> (Arecaceae).....	83
Resumo	85
Abstract.....	86
1. Introdução.....	87
2. Material e Métodos.....	90
2.1. Espécie e Áreas de Estudo	90
2.2. Caracterização dos parâmetros de estrutura populacional	95
2.3. Avaliação dos níveis de perturbação antrópica e dos fatores edáficos	100
2.4. Análises dos dados	101
3. Resultados	103
3.1. Estrutura populacional - densidade e distribuição de classes de tamanho e estágios ontogenéticos	103
3.2. Influência de fatores antrópicos e edáficos na regeneração natural e densidade de estágios ontogenéticos	111
4. Discussão.....	113
4.1. Os efeitos do uso da terra na estrutura populacional de <i>Sygrus coronata</i>	113
4.2. Influência de fatores antrópicos e edáficos na regeneração natural e densidade de estágios ontogenéticos	116
5. Conclusão	118
6. Referência Bibliográfica	120
Capítulo III: Efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares e reprodutivos de <i>Sygrus coronata</i> (Arecaceae): recomendações para a conservação e o manejo sustentável.	136
Resumo	138

Abstract.....	139
1. Introdução.....	140
2. Material e Métodos.....	142
2.1. Áreas de Estudo	142
2.2. Espécie estudada	144
2.3. Caracterização das práticas de coleta e mapeamento das áreas de extrativismo .	147
2.3. Delineamento experimental	149
2.4. Análise dos dados	151
3. Resultados	154
3.1. Práticas de coleta local e principais áreas de extrativismo	154
3.2. Os efeitos da remoção de folhas e das características funcionais dos indivíduos nos atributos foliares e reprodutivos de <i>S. coronata</i>	158
3.2.1. Produção de folhas	160
3.3.2. Produção de frutos e de estruturas reprodutivas.....	162
4. Discussão.....	167
5. Implicações para o manejo e a conservação.....	170
6. Referência bibliográfica	172
Considerações finais	188
Anexo I.....	190
Anexo II.....	192
Apêndice I.....	193

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figure 1: Study area and the geographical localization of occurrence points of the palm *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. - Arecaceae 55

Figure 2: Current potential distribution map of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc - Arecaceae and the respective values of environmental suitability generated by the MaxEnt algorithm, based on the model with 15 replicates generated via bootstrapping. A) Map with values of environmental suitability on the continuous scale from 0 to 1, and B) categorical map representing the areas of low, medium and high suitability. 56

Figure 3: Scatter plot of the occurrence records of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae according to annual mean of precipitation and temperature. 56

Figure 4: Map of overlap between the network of protected areas and the area of environmental suitability. Estimated percentage of the areas of environmental suitability covered by the network of protected areas, classified in reserves of full protection or sustainable use. Different letters represent statistical differences ($p < 0.01$) by G-test of independence. 57

Figure 5: Models of land use and land cover on the area of environmental suitability (shaded layer) foreseen by MaxEnt. Limit of areas of environmental suitability represents the probability value ≥ 0.2 58

Figure 6: Priority areas for the conservation of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae along the Caatinga and Atlantic Forest biomes. 59

Capítulo II

Figura 1: Imagens da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae. A-C) Populações de *S. coronata* em áreas de caatingas; B) Infrutescências; D) Inflorescência; E) Pirênios (endocarpo); F) Corte transversal dos pirênios de *S. coronata* pela arara-azul-de-leal para o consumo do endocarpo; G) extrativistas de *S. coronata*; e H) infrutescências e frutos de *S. coronata*. 91

Figura 2: Mapa com a localização dos registros de ocorrência e a distribuição da palmeira *Syagrus coronata*. 92

Figura 3: Mapa das áreas de estudo com a localização da Microrregião Vale do Ipanema, Ecorrerião do Raso da Catarina, e o TC/TI Sertão do São Francisco e do Sisal, TI Bacia do Jacuípe e os municípios em que há associações produtivas envolvidas com o extrativismo das folhas e/ou frutos de *Syagrus coronata*. 95

Figura 4: Localização geográfica das 43 populações de *Syagrus coronata* (licuri) em áreas de caatinga com diferentes usos e cobertura da terra e manejo dos recursos naturais. Nas fotos são apresentadas populações de *Syagrus coronata* consorciadas com o plantio de culturas agrícolas; pastagem nativa; e em áreas de vegetação nativa..... 96

Figura 5: Classificação ontogenética dos indivíduos de *Syagrus coronata* (licuri) de acordo com as características morfológicas observadas: A) Plântulas; B) Muda; C e D) Juvenil; E) Imaturo; e F) Reprodutivo. Adaptado de Bernacci *et al.* 2008; Santos-Moura *et al.* 2016. 100

Figura 6: Valores do coeficiente de skewness (g_1) com intervalo de confiança (IC 95%) de 43 populações de *Syagrus coronata* localizadas em áreas de caatinga com diferentes históricos de perturbação antrópica e extrativismo dos recursos naturais. A linha tracejada indica uma distribuição normal teórica com distribuição simétrica ($g_1=0$). Populações nomeadas segundo os valores dos índices de presença de gado (G); produção agrícola familiar (A); retirada de madeira para fins de subsistência (M); e extrativismo das folhas e/ou frutos de *Syagrus coronata* (E). 108

Figura 7: Distribuição em classes de altura, intervalos de 50 cm, de 43 populações de *S. coronata* em áreas de caatinga na região nordeste e centro-norte da Bahia e sul de Pernambuco. Linha tracejada indica o ajuste ao modelo exponencial negativo (continua). 109

Capítulo III

Figura 1: Áreas de estudo destacando a Ecorregião do Raso da Catarina e o Território Bacia do Jacuípe, e a localização dos sítios de estudo para avaliação dos efeitos da remoção em *Syagrus coronata*. 144

Figura 2: Imagens da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae. A) disposição da infrutescência e espádices; B) população de *S. coronata* em área de pastagem; C) pirênios (sementes com endocarpo); D) indivíduos de *Anodorhynchus leari* (arara-azul-de-lear) pousados sobre a copa da palmeira; E) visitantes florais (*Trigona spinipes*); F) inflorescência; G) infrutescência com frutos em estágio de maturação; e H) cicatrizes foliares destacando a disposição das folhas em forma de espiral ao longo do estipe..... 147

Figura 3: Beneficiamento da palha e produção de peças artesanais feitas com fibras das folhas de *Syagrus coronata*. 149

Figura 4: Experimento para avaliar os efeitos da remoção de folhas sobre os atributos foliares (produção de folhas) e reprodutivos (produção de estruturas reprodutivas e de frutos) em indivíduos de *Syagrus coronata*. 151

- Figura 5:** Mapa comunitário com a localização das principais áreas de extrativismo utilizadas pela Comunidade Serra Branca, Município de Euclides da Cunha, Bahia, para a obtenção de folhas de *S. coronata* (licuri)..... 156
- Figura 6:** Mapa comunitário com a localização das principais áreas de extrativismo utilizadas pela Comunidade Morada Velha, Município de Santa Brígida, Bahia, para a obtenção de folhas de *S. coronata* (licuri)..... 157
- Figura 7:** Box-plots demonstrando a variação na produção de folhas, estruturas reprodutivas e frutos após 18 meses entre indivíduos de *S. coronata* submetidos aos tratamentos de remoção de folha: i) controle (sem remoção de folhas); ii) tradicional leve (remoção de oito folhas por indivíduo/ano) ; iii) tradicional moderado (remoção de nove folhas por indivíduo/ano); e iv) não tradicional (remoção de três folhas por indivíduo/ano). Os valores correspondem à média (ponto), intervalo de confiança a 95% (box) e ± 1 desvio padrão (whisker) após período de 18 meses. Letras diferentes representam diferenças significativas de acordo com o teste z ($P < 0,05$) de comparação de médias (matriz de contraste de Tukey)..... 162
- Figura 8:** Distribuição de frequência do número de folhas produzidas, após 18 meses, pelos indivíduos de *Syagrus coronata* submetidos aos tratamentos de remoção de folhas: i) controle (sem remoção de folhas); ii) tradicional leve (remoção de 8 folhas por indivíduo/ano) ; iii) tradicional moderado (remoção de 9 folhas por indivíduo/ano); e iv) não tradicional (remoção de 3 folhas por indivíduo/ano)..... 164
- Figura 9:** Distribuição de frequência do número de estruturas reprodutivas produzidas, após 18 meses, pelos indivíduos de *Syagrus coronata* submetidos aos tratamentos de remoção de folhas: i) controle (sem remoção de folhas); ii) tradicional leve (remoção de 8 folhas por indivíduo/ano) ; iii) tradicional moderado (remoção de 9 folhas por indivíduo/ano); e iv) não tradicional (remoção de 3 folhas por indivíduo/ano)..... 165
- Figura 10:** Distribuição de frequência do número de frutos produzidos, após 18 meses, pelos indivíduos de *Syagrus coronata* submetidos aos tratamentos de remoção de folhas: i) controle (sem remoção de folhas); ii) tradicional leve (remoção de 8 folhas por indivíduo/ano) ; iii) tradicional moderado (remoção de 9 folhas por indivíduo/ano); e iv) não tradicional (remoção de 3 folhas por indivíduo/ano)..... 166

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Table 1: Environmental variables used in the predictive modeling of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. - Arecaceae. Principal components (PCs) retained and their relative contribution (%) to the total variance of the data, and value (loadings) of each variable for the axes of the principal component. The first six principal components captured 76% of the environmental variability of the study area. 60

Table 2: Evaluation of the predictive model of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc., Arecaceae according to the *threshold-independent* and *threshold-dependent* (indices of the confusion matrix) approach. **External validation tests conducted from the independent set of occurrence data (n=112). Minimum training presence Cloglog threshold = 0.017 (*threshold*). 60

Table 3: Relative contribution, in order of importance, of climatic and topographic variables to the distribution model of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae. Values are mean and standard deviation (Mean \pm SD) of 15 replicates chosen by resampling with replacement (Jackknife test). 61

Table 4: Main protected areas located in high priority sites (areas of medium and high environmental suitability) for the conservation of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. - Arecaceae. Abbreviation of group: FP – Full Protection; US – Sustainable Use; and types of protected areas: APA – Environmental Protection Area; ARIE – Area of relevant ecological interest; ESEC – Ecological Stations; FLONA – National Forest; MONA – Natural Monument; PARNA - National Park; RESEX – Extractive Reserve; REVIS – Wildlife Refuge; RPPN – Private Reserve. 61

Capítulo II

Tabela 1: Localização, uso e cobertura da terra e extrativismo de PFNM de 43 populações de *Syagrus coronata* (licuri) amostradas em áreas de caatinga. Uso e cobertura da terra: Pastagem nativa - área de vegetação nativa utilizada para a pecuária extensiva de rebanho doméstico; Produção agrícola - produção agrícola familiar; Sistema agropastoril - criação de rebanho doméstico e produção agrícola familiar; Pastagem intensiva - área com alta pressão de pastejo, elevada perda de cobertura da vegetal, cultivada ou não com gramíneas exóticas, principalmente dos gêneros *Cenchrus*, *Urochloa* e *Andropogon*, e período de repouso insuficiente para permitir a regeneração da vegetação nativa; Cultura perene: cultivo de espécies perene; Vegetação nativa: área formada predominantemente por fitofisionomias de caatinga. 97

Tabela 2: Caracterização das populações de *Syagrus coronata* (licuri) quanto aos níveis de perturbação e de uso e cobertura da terra. Código representa o índice de perturbação para: i) presença de gado (G); ii) produção agrícola familiar – plantio de culturas (A); iii) retirada de madeira para fins de subsistência (M); e iv) extrativismo das folhas e/ou frutos de *S. coronata* (E). Plant. ha⁻¹ = Densidade de plântulas por hectare; Inf. ha⁻¹ = Densidade de mudas por hectare; Juv. ha⁻¹ = Densidade de juvenis por hectare; Imat. ha⁻¹ = Densidade de imaturos por hectare; Rep. ha⁻¹ = Densidade de reprodutivos por hectare. Pop. = população amostrada. Detalhes sobre os tipos de uso da terra vide Tabela 1..... 105

Tabela 3: Conjunto de modelos candidatos, construídos com diferentes combinações entre as variáveis explicativas e ranqueados de acordo com os valores de Critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AICc), delta AICc ($\Delta AICc$) e do Peso do Akaike (w_i). A letra k representa o número de parâmetros de cada modelo. 112

Tabela 4: Coeficientes (β) do modelo médio padronizado e seus respectivos valores de intervalo de confiança (IC 95%) e importância relativa de cada variável explicativa para a densidade de regenerantes (plântulas e mudas), jovens, imaturos e reprodutivos. A densidade é representada pelo número de indivíduos por hectare..... 113

Capítulo III

Tabela 1: Conjunto de modelos candidatos, construídos com diferentes combinações entre as variáveis explicativas, e ranqueados de acordo com os valores de Critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AICc), delta AICc e Peso do Akaike (w_i). ** Modelo global considerando os efeitos de interação entre as variáveis explicativas. A letra k representa o número de parâmetros em cada modelo. 159

Tabela 2: Resultados dos modelos lineares generalizados utilizados para avaliar os efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares e reprodutivos em indivíduos de *Syagrus coronata*. Os efeitos da remoção de folhas para a variável produção de frutos foram avaliados considerando modelos inflados de zero e sem zeros inflados. Os resultados estatísticos são representados pelos valores de qui-quadrado (χ^2) e graus de liberdade. ... 160

Tabela 3: Coeficientes (β) da média dos modelos, seguido pelos respectivos valores de intervalo de confiança (IC 95%) e importância relativa (IR) para as variáveis respostas de produção de folhas, produção de estruturas reprodutivas e de produção de frutos. Variáveis explicativas: altura (m) total do indivíduo estimada no início do estudo (Alt-T0); número de folhas vivas e totalmente expandidas contabilizadas no início do estudo (Folhas-T0); Trat., tratamento com três níveis de remoção de folhas (coleta tradicional leve, coleta tradicional moderada e coleta não tradicional) e o controle (sem remoção). 161

Resumo geral

A utilização dos Produtos Florestais Não Madeireiros (PFNM) tem sido apontada como uma alternativa capaz de viabilizar a conservação da biodiversidade e o uso sustentável dos recursos naturais com a melhoria na qualidade de vida e a geração de renda às comunidades rurais locais. Nas regiões semiáridas do nordeste do Brasil, a palmeira *Syagrus coronata* se destaca por sua importância ecológica, cultural e socioeconômica. No entanto, informações quanto à influência dos fatores climáticos, ambientais e antrópicos na distribuição geográfica e ecologia populacional da espécie ainda são escassos na literatura. O objetivo geral dessa tese foi avaliar a influência de fatores climáticos, ambientais e antrópicos na distribuição geográfica e ecologia populacional de *S. coronata*. Especificamente, buscou-se avaliar: i) a influência de fatores climáticos e topográficos na distribuição geográfica de *S. coronata*; ii) a influência de fatores ambientais e antrópicos na regeneração natural e estrutura populacional de *S. coronata*; e iii) os efeitos da remoção de folhas na fenologia vegetativa e reprodutiva da espécie. Resultados demonstram que a distribuição de *S. coronata* é determinada principalmente pela precipitação. Com o estudo de ecologia populacional foi possível verificar que populações submetidas à intensa perturbação por gado e/ou produção agrícola apresentam, em geral, baixo potencial de regeneração natural. Por outro lado, o extrativismo de folhas e frutos não apresentou efeito significativo nos parâmetros analisados. A partir desses resultados foi possível concluir que a distribuição geográfica de *S. coronata*, assim como observado para outras espécies de palmeiras nas Américas, é mediada principalmente pelos parâmetros de precipitação. Além disso, a conversão dos ambientes de vegetação nativa em sistemas agropecuários é a principal ameaça à conservação das populações de *S. coronata*, causando a perda na qualidade dos habitats e comprometendo a regeneração natural da espécie.

Palavras-chave: Nicho fundamental; *Syagrus coronata*; fenologia vegetativa e reprodutiva; estrutura populacional; perturbações antrópicas, bioma Caatinga.

General abstract

Non Timber Forest Products (NTFP) has been proposed as an alternative capable of enabling the conservation of biodiversity and the sustainable use of natural resources by improving the quality of life and generating income for local rural communities. In the semiarid regions of northeastern Brazil, the palm *Syagrus coronata* stands out for its ecological, cultural and socioeconomic importance. However, information regarding the influence of climatic, environmental and anthropic factors on the geographical distribution and population ecology of the species is still scarce in the literature. The general objective of this thesis was to evaluate the influence of climatic, environmental and anthropic factors on the geographic distribution and population ecology of *S. coronata*. Specifically, the study aimed to evaluate: i) the influence of climatic and topographic factors on the geographic distribution of *S. coronata*; ii) the effects of environmental and anthropic factors on the natural regeneration and population structure of *S. coronata*; and iii) the effects of leaf removal on vegetative and reproductive phenology of the species. Results show that the distribution of *S. coronata* is mainly determined by precipitation parameters. Population ecology study found that populations subjected to intense disturbance by livestock or agricultural production generally have low potential for natural regeneration. On the other hand, leaf and fruit harvest had no significant effect on the parameters analyzed. From these results it was possible to conclude that the geographic distribution of *S. coronata*, as observed for other palm species in the Americas, is mainly mediated by precipitation parameters. In addition, the conversion of native vegetation environments into agricultural systems is the main threat to the conservation of *S. coronata* populations, causing loss of habitat quality and compromising the natural regeneration of the species.

Keywords: Fundamental niche; *Syagrus coronata*; vegetative and reproductive phenology; population structure; anthropogenic disturbances, Caatinga biome.

Introdução geral

O desordenado processo de ocupação humana (Diniz-filho *et al.* 2009, Silva & Barbosa 2017), as mudanças no uso e cobertura da terra (Klink & Machado 2005, Beuchle *et al.* 2015) e a sobre-exploração dos recursos naturais (Silva Matos & Bovi 2002, Lahsen *et al.* 2016) estão entre as principais causas da perda de habitat e fragmentação dos ecossistemas tropicais e subtropicais (Brannstrom *et al.* 2008, Antongiovanni *et al.* 2018), com consequências diretas sobre a distribuição e riqueza de espécies. Em adição às perturbações antrópicas agudas (Singh 1998), com implicações em larga escala, e provocadas predominantemente pelo aumento na demanda global por produtos agrícolas e a expansão de grandes projetos agropecuários (Gibbs *et al.* 2010, Lapola *et al.* 2014), as *práticas agrícolas tradicionais de pequena escala*¹, ainda que em menor extensão e intensidade, tem resultado na expressiva perda de cobertura vegetal nativa (Wang & Caldas 2014, Gosch *et al.* 2017), revelando-se uma importante ameaça à conservação da biodiversidade e à manutenção dos serviços ecossistêmicos em escala local e de paisagem (Vieira *et al.* 2008, Ribeiro *et al.* 2015, Sfair *et al.* 2018).

Diante da delicada situação socioambiental experimentada pelas regiões tropicais e subtropicais torna-se fundamental a promoção de alternativas econômicas mais sustentáveis de uso da terra e exploração dos recursos naturais. Dentre as iniciativas existentes, a utilização de Produtos Florestais Não Madeireiros PFNM² (Shanley *et al.* 2016) e os Sistemas Agroflorestais - SAFs (Porro & Miccollis 2005) têm sido apontada como alternativa capaz de compatibilizar a conservação da biodiversidade e uso sustentável dos recursos naturais com a melhoria na qualidade de vida, melhor aproveitamento socioeconômico da terra e a geração de renda às comunidades rurais locais (povos indígenas, comunidades tradicionais e agricultores familiares).

¹ Entende-se como *tradicionais práticas agrícolas de pequena escala* as atividades de corte e queima para a formação de pastagens e culturas anuais de subsistência, a exploração de produtos florestais madeireiros para o provimento de lenha, o manejo do solo para implantação dos sistemas de produção e o uso do fogo para renovação de pastagens.

² Materiais biológicos, que não madeira, por exemplo, folhas, raízes, cascas, sementes, flores, frutos, produtos de origem animal, entre outros, coletados em sistemas naturais e/ou manejados.

O fortalecimento de políticas públicas orientadas à conservação e uso sustentável dos produtos da biodiversidade é ainda mais importante em regiões caracterizadas pela alta densidade populacional e cuja economia local e os meios de subsistência estão fortemente associadas à exploração extrativista dos recursos florestais, caso do bioma Caatinga. A Caatinga, uma das três grandes regiões semiáridas da América do Sul, ocupa uma área de 844.443 km², que se estende desde o estado do Piauí até o norte de Minas Gerais. Apesar de ser o único bioma cujos limites estão totalmente inseridos no território brasileiro, e de possuir uma extraordinária diversidade de espécies (Silva *et al.* 2017), os esforços de conservação tem sido modestos, com apenas 1,7% de sua área total estando protegidas legalmente por Unidades de Conservação de Proteção Integral (CNUC 2019). O bioma é reconhecido por sua diversidade de fitofisionomias (Andrade-Lima 1981, Prado 2003) e riqueza de espécies vegetais, abrigando aproximadamente 4.350 espécies de plantas vasculares (Forzza *et al.* 2010). Muitas dessas apresentam grande potencial para a produção de PFNMs (Albuquerque *et al.* 2012, Campos *et al.* 2015), e são comumente utilizadas pelas comunidades locais para a provisão de forragem, combustível, alimentos, fibras, ceras, óleos, produtos medicinais e materiais para construção (Campos *et al.* 2015, Coradin *et al.* 2018). Dentre as espécies nativas, a palmeira *Syagrus coronata* (licuri), com distribuição relativamente ampla pelo bioma, se destaca pela contribuição ecológica aos ecossistemas de caatinga (Rocha 2009, Lima *et al.* 2014, Castro *et al.* 2016) e por sua importância cultural e socioeconômica para as regiões semiáridas do nordeste do Brasil (Crepaldi *et al.* 2010, Noblick 2017, Campos *et al.* 2018).

A dinâmica de exploração dos PFNMs é influenciada por fatores de natureza socioeconômica capazes de provocar profundas mudanças nas práticas de manejo local (Schroth *et al.* 2004, Weinstein & Moegenburg 2004) e no regime de exploração das espécies-alvo (Schmidt *et al.* 2007, Horn *et al.* 2012). Esses eventos, juntamente com a falta de subsídio técnico capaz de orientar o manejo sustentável dos recursos naturais, podem resultar na sobre-exploração dos PFNMs (Homma 1992, Quitete Portela *et al.* 2010, Muler *et al.* 2014). Embora os impactos da sobre-exploração possam acometer todos os níveis de organização biológica, seus efeitos são mais comumente expressos nos níveis de indivíduos e populações (Hall & Bawa 1993, Ticktin 2004, Bernal *et al.* 2011). Nesse caso,

dependendo da parte da planta coletada (Gaoue & Ticktin 2008, Schmidt *et al.* 2011, Souza *et al.* 2018); frequência e intensidade de coleta (Endress *et al.* 2006, Hernández-Barrios *et al.* 2012), hábito de vida das espécies (Franco & Silvertown 2004); e das práticas de manejo associadas (Mandle & Ticktin 2012, Giroldo & Scariot 2015, Mandle *et al.* 2015), o extrativismo dos PFNMs pode acabar comprometendo a persistência das populações em longo prazo.

A forma com que os organismos respondem ao gradiente de condições ambientais e aos eventos de perturbação antrópica reflete parte do comportamento evolutivo das espécies (Gaston 2009, Eiserhardt *et al.* 2011, Boivin *et al.* 2016). Nesse sentido, o conhecimento acerca dos padrões de distribuição geográfica e dos limites de tolerância ecológica (Blach-Overgaard *et al.* 2010, Simon *et al.* 2013, Vedel-Sørensen *et al.* 2013), bem como da influencia de fatores antrópicos e ambientais na performance de indivíduos e populações de espécies de PFNMs (Reis *et al.* 2000, Sampaio *et al.* 2008, Baldauf *et al.* 2015, Lopez-Toledo *et al.* 2018) podem contribuir para a definição de estratégias de conservação e manejo sustentável da biodiversidade. Modelos de distribuição potencial de espécies (Pearson 2007, Giannini *et al.* 2012) e parâmetros de estrutura populacional (Giroldo & Scariot 2015, Sá *et al.* 2018) têm se consolidado como importantes ferramentas para análises de dados ecológicos, contribuindo para o melhor entendimento dos requerimentos ecológicos das espécies-alvo e suas repostas aos eventos de perturbação e gradiente de condições ambientais, auxiliando na definição de estratégias de conservação e manejo. Apesar da importância ecológica da palmeira *S. coronata*, do elevado grau de ameaça que enfrenta em ambientes de caatinga, e de sua contribuição para geração de renda e meios de subsistência, informações quanto à influência dos fatores ambientais e antrópicos nos parâmetros de ecologia populacional da espécie ainda são incipientes.

Diante das questões supracitadas, o principal objetivo desta tese foi avaliar a influência de fatores ambientais e antrópicos na ecologia populacional de *Syagrus coronata*, e gerar informações ecológicas capazes de subsidiar estratégias para a conservação e o manejo sustentável desse importante PFTM para as regiões semiáridas do nordeste do Brasil. Dessa forma, a tese foi estruturada em três capítulos, nos quais foram analisados: i) a influência de fatores climáticos e ambientais na distribuição geográfica

potencial de *S. coronata* (Capítulo I); ii) a influência dos fatores ambientais e antrópicos na estrutura populacional e na regeneração natural de populações de *S. coronata* (Capítulo II); e iii) os efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares e reprodutivos de *S. coronata* (Capítulo III). No primeiro capítulo da tese foi discutida a influência das variáveis climáticas para a distribuição potencial de *S. coronata* e o estado de conservação e grau de proteção das áreas de adequabilidade ambiental indicadas pelos modelos preditivos. No segundo capítulo parâmetros de estrutura populacional foram utilizados para discutir como os diferentes tipos de uso da terra e histórico de exploração extrativista podem impactar a regeneração natural e a densidade de estágios ontogenéticos em populações de *S. coronata* em áreas de caatinga. Finalmente, no terceiro capítulo, um estudo experimental foi realizado para avaliar os impactos do amuneto na frequência e intensidade de remoção de folhas na produção de folhas e de estrutura reprodutiva em indivíduos de *S. coronata*.

Referência Bibliográfica

- ALBUQUERQUE, U. P. ET AL. 2012. Caatinga revisited: Ecology and conservation of an important seasonal dry forest. *Sci. World J.* 2012.
- ANDRADE-LIMA, D. 1981. The caatingas dominium. *Revta. Bras.*
- ANTONGIOVANNI, M., E. M. VENTICINQUE, and C. R. FONSECA. 2018. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. *Landsc. Ecol.* 33: 1353–1367.
- BALDAUF, C., C. E. CORRÊA, R. C. FERREIRA, and F. A. M. DOS SANTOS. 2015. Assessing the effects of natural and anthropogenic drivers on the demography of *Himatanthus drasticus* (Apocynaceae): Implications for sustainable management. *For. Ecol. Manage.* 354: 177–184.
- BERNAL, R., C. TORRES, N. GARCÍA, C. ISAZA, J. NAVARRO, M. I. VALLEJO, G. GALEANO, and H. BALSLEV. 2011. Palm Management in South America. *Bot. Rev.* 77: 607–646.
- BEUCHLE, R., R. C. GRECCHI, Y. E. SHIMABUKURO, R. SELIGER, H. D. EVA, E. SANO, and F. ACHARD. 2015. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach Intergovernmental Panel on Climate Change (Ed.). *Appl. Geogr.* 58: 116–127.
- BLACH-OVERGAARD, A., J. C. SVENNING, J. DRANSFIELD, M. GREVE, and H. BALSLEV. 2010. Determinants of palm species distributions across Africa: The relative roles of climate, non-climatic environmental factors, and spatial constraints. *Ecography (Cop.)*. 33: 380–391.

- BOIVIN, N. L., M. A. ZEDER, D. Q. FULLER, A. CROWTHER, G. LARSON, J. M. ERLANDSON, T. DENHAM, and M. D. PETRAGLIA. 2016. Ecological consequences of human niche construction: Examining long-term anthropogenic shaping of global species distributions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113: 6388–6396.
- BRANNSTROM, C., W. JEPSON, A. M. FILIPPI, D. REDO, Z. XU, and S. GANESH. 2008. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. *Land use policy* 25: 579–595.
- CAMPOS, J. L. A., E. DE LIMA ARAÚJO, O. G. GAOUE, and U. P. ALBUQUERQUE. 2018. How can local representations of changes of the availability in natural resources assist in targeting conservation? *Sci. Total Environ.* 628–629: 642–649.
- CAMPOS, L. Z. DE LIVEIRA, U. P. ALBUQUERQUE, N. PERONI, and E. L. ARAÚJO. 2015. Do socioeconomic characteristics explain the knowledge and use of native food plants in semiarid environments in Northeastern Brazil? *J. Arid Environ.* 115: 53–61.
- CASTRO, R. A. DE, J. R. FABRICANTE, and J. A. DE SIQUEIRA FILHO. 2016. A importância da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. para a conservação da riqueza e diversidade de espécies epífitas vasculares na Caatinga. *Rev. Árvore* 40: 1–12.
- CNUC/MMA. 2019. PAINEL UNIDADES DE CONSERVAÇÃO BRASILEIRAS. DISPONÍVEL EM: [HTTPS://WWW.MMA.GOV.BR/AREAS-PROTEGIDAS/CADASTRO-NACIONAL-DE-UCS](https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs).
- CORADIN, L., J. CAMILLO, and F. G. C. PAREYN. 2018. Espécies Nativas da Flora Brasileira de Valor Econômico Atual ou Potencial Planta. *Plantas para o Futuro: Região Nordeste S. de B.* Ministério do Meio Ambiente (Ed.). Série Biodiversidade, Brasília, DF
- CREPALDI, I. C., G. NEGRI, A. SALANTINO, and A. COSTA NETO. 2010. *Syagrus coronata* (licuri) e *Syagrus vagans* (licurioba) (Arecaceae): fibras e ceras foliares de plantas de duas regiões da Bahia. *SITIANTIBUS Série Ciências Biológicas* 10: 217–221.
- DINIZ-FILHO, J. A. F., L. M. BINI, R. D. LOYOLA, and T. F. L. V. B. RANGEL. 2009. Conservation biogeography and climate change in the Brazilian cerrado. *Nat. Conserv.* 7: 100–112.
- EISERHARDT, W. L., J. C. SVENNING, W. D. KISSLING, and H. BALSLEV. 2011. Geographical ecology of the palms (Arecaceae): Determinants of diversity and distributions across spatial scales. *Ann. Bot.* 108: 1391–1416.
- ENDRESS, B. A., D. L. GORCHOV, and E. J. BERRY. 2006. Sustainability of a non-timber forest product: Effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. *For. Ecol. Manage.* 234: 181–191.
- FRANCO, M., and J. SILVERTOWN. 2004. A COMPARATIVE DEMOGRAPHY OF PLANTS BASED UPON ELASTICITIES OF VITAL RATES. *Ecology* 85: 531–538.
- GAOUE, O. G., and T. TICKTIN. 2008. Impacts of bark and foliage harvest on *Khaya*

- senegalensis (Meliaceae) reproductive performance in Benin. *J. Appl. Ecol.* 45: 34–40.
- GASTON, K. J. 2009. Geographic range limits: Achieving synthesis. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 276: 1395–1406.
- GIANNINI, T. C., M. F. SIQUEIRA, A. L. ACOSTA, F. C. C. BARRETO, A. M. SARAIVA, AND I. ALVES-DOS-SANTOS. 2012. CURRENT CHALLENGES OF SPECIES DISTRIBUTION PREDICTIVE MODELING | ARTIGO DE REVISÃO /REVIEW PAPER DESAFIOS ATUAIS DA MODELAGEM PREDITIVA DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES. *RODRIGUESIA* 63: 733–749.
- GIBBS, H. K., A. S. RUESCH, F. ACHARD, M. K. CLAYTON, P. HOLMGREN, N. RAMANKUTTY, and J. A. FOLEY. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107: 16732–16737.
- GIROLDO, A. B., and A. SCARIOT. 2015. Land use and management affects the demography and conservation of an intensively harvested Cerrado fruit tree species. *Biol. Conserv.* 191: 150–158.
- GOSCH, M. S., M. E. FERREIRA, and G. D. S. MEDINA. 2017. The role of the rural settlements in the Brazilian savanna deforesting process. *J. Land Use Sci.* 12: 55–70.
- HALL, P., and K. BAWA. 1993. Methods to assess the impact of extraction of non-timber tropical forest products on plant populations. *Econ. Bot.* 47: 234–247.
- HERNÁNDEZ-BARRIOS, J. C., N. P. R. ANTEN, D. D. ACKERLY, and M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2012. Defoliation and gender effects on fitness components in three congeneric and sympatric understory palms. *J. Ecol.* 100: 1544–1556.
- HOMMA, A. K. O. 1992. The Dynamics of Forest Extraction in Amazonia: A Historical Perspective. *Non-Timber For. Prod. from Trop. For. Eval. a Conserv. Dev. Strateg.* 9: 23–31.
- HORN, C. M., M. P. GILMORE, and B. A. ENDRESS. 2012. Ecological and socio-economic factors influencing aguaje (*Mauritia flexuosa*) resource management in two indigenous communities in the Peruvian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 267: 93–103.
- KLINK, C. A., and R. B. MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. *Conserv. Biol.* 19: 707–713.
- LAHSEN, M., M. M. C. BUSTAMANTE, and E. L. DALLA-NORA. 2016. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environment* 58: 4–15.
- LAPOLA, D. M., L. A. MARTINELLI, C. A. PERES, J. P. H. B. OMETTO, M. E. FERREIRA, C. A. NOBRE, A. P. D. AGUIAR, M. M. C. BUSTAMANTE, M. F. CARDOSO, M. H. COSTA, C. A. JOLY, C. C. LEITE, P. MOUTINHO, G. SAMPAIO, B. B. N. STRASSBURG, and I. C. G. VIEIRA. 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.* 4: 27–35.

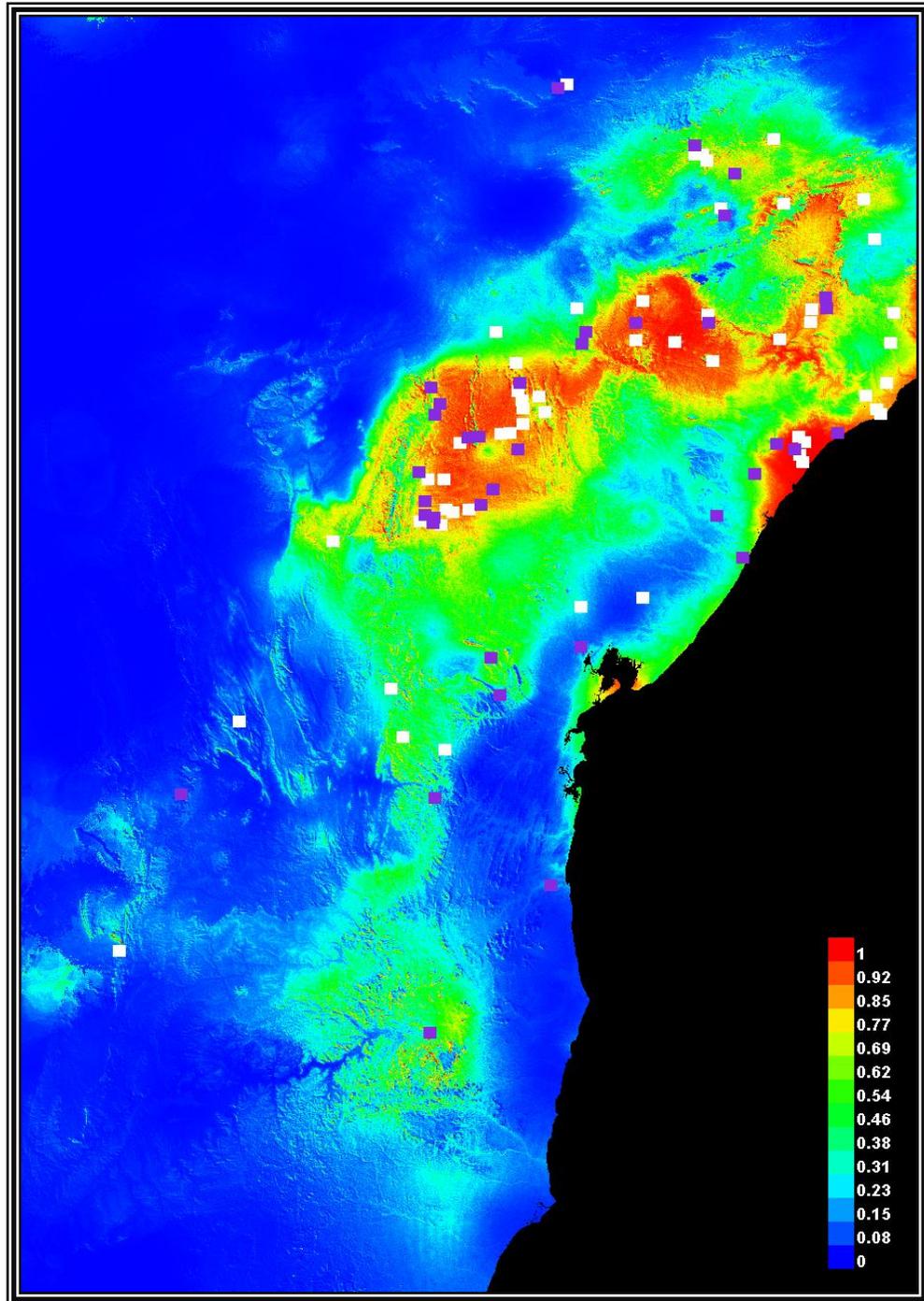
- LIMA, D. M., T. SIMONE, and G. KLEBER. 2014. Dieta por *Anodorhynchus leari* Bonaparte, 1856 (Aves: Psittacidae) em palmeira de licuri na caatinga baiana. *Atualidades Ornitológicas* 178: 50–54.
- LOPEZ-TOLEDO, L., A. PEREZ-DECELIS, F. MACEDO-SANTANA, E. CUEVAS, and B. A. ENDRESS. 2018. Chronic leaf harvesting reduces reproductive success of a tropical dry forest palm in northern Mexico. *PLoS One* 13: 1–16.
- MANDLE, L., and T. TICKTIN. 2012. Interactions among fire, grazing, harvest and abiotic conditions shape palm demographic responses to disturbance. *J. Ecol.* 100: 997–1008.
- MANDLE, L., T. TICKTIN, and P. A. ZUIDEMA. 2015. Resilience of palm populations to disturbance is determined by interactive effects of fire, herbivory and harvest. *J. Ecol.* 103: 1032–1043.
- MULER, A. E., D. C. ROTHER, P. S. BRANCALION, R. P. NAVES, R. R. RODRIGUES, and M. A. PIZO. 2014. Can overharvesting of a non-timber-forest-product change the regeneration dynamics of a tropical rainforest? The case study of *Euterpe edulis*. *For. Ecol. Manage.* 324: 117–125.
- NOBLICK, L. R. 2017. A revision of the genus *Syagrus* (Arecaceae). *Phytotaxa* 294: 1–262.
- PEARSON, R. G. 2007. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Lessons Conserv.* 3: 54–89.
- PORRO, R., and A. MICCOLLIS. 2005. Políticas Públicas e Financiamento para o Desenvolvimento Agroflorestal no Brasil.
- PRADO, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul. *In* *Ecologia e Conservação da Caatinga*.
- QUITETE PORTELA, R. DE C., E. M. BRUNA, and F. A. MAËS DOS SANTOS. 2010. Demography of palm species in Brazil's Atlantic forest: a comparison of harvested and unharvested species using matrix models. *Biodivers. Conserv.* 19: 2389–2403.
- REIS, M. S., A. C. FANTINI, R. O. NODARI, A. REIS, M. P. GUERRA, and A. MANTOVANI. 2000. Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic Rain Forest: The Case Study of Palm Heart (*Euterpe edulis* Martius)1. *Biotropica* 32: 894–902.
- RIBEIRO, E. M. S., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, B. A. SANTOS, M. TABARELLI, and I. R. LEAL. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *J. Appl. Ecol.* 52: 611–620.
- RIST, L., R. U. SHAANKER, E. J. MILNER-GULLAND, and J. GHAZOUL. 2010. The use of traditional ecological knowledge in forest management: An example from india. *Ecol. Soc.* 15.
- ROCHA, K. M. R. 2009. Biologia reprodutiva da palmeira licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) (Arecaceae) na Ecorregião do Raso da Catarina, Bahia. Universidade Federal

Rural de Pernambuco.

- SÁ, D., A. SCARIOT, AND J. B. FERREIRA. 2018. EFFECTS OF ECOLOGICAL AND ANTHROPOGENIC FACTORS ON POPULATION DEMOGRAPHY OF THE HARVESTED BUTIA CAPITATA PALM IN THE BRAZILIAN CERRADO. *BIODIVERS. CONSERV.* AVAILABLE AT: [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10531-018-1669-9](https://doi.org/10.1007/s10531-018-1669-9).
- SAMPAIO, M. B., I. B. SCHMIDT, AND I. F. BENEDETTI. 2008. Harvesting Effects and Population Ecology of the Buriti Palm (*Mauritia flexuosa* L. f., Arecaceae) in the Jalapão Region, Central Brazil 1. *Econ. Bot.* 62: 171–181.
- SCHMIDT, I. B., I. B. FIGUEIREDO, AND A. SCARIOT. 2007. Ethnobotany and Effects of Harvesting on the Population Ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão Region, Central Brazil. *Econ. Bot.* 61: 73–85.
- SCHMIDT, I. B., L. MANDLE, T. TICKTIN, AND O. G. GAOUE. 2011. What do matrix population models reveal about the sustainability of non-timber forest product harvest? *J. Appl. Ecol.* 48: 815–826.
- SCHROTH, G., M. S. S. DA MOTA, R. LOPES, AND A. F. DE FREITAS. 2004. Extractive use, management and in situ domestication of a weedy palm, *Astrocaryum tucuma*, in the central Amazon. *For. Ecol. Manage.* 202: 161–179.
- SHANLEY, P., A. R. PIERCE, S. A. LAIRD, C. L. BINNQÜIST, AND M. R. GUARIGUATA. 2016. *Tropical Forestry Handbook L.* Pancel and M. Köhl (Eds.). Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- SILVA, J. M. C., I. R. LEAL, AND M. TABARELLI. 2017. *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America* J. M. C. da Silva, I. R. Leal, and M. Tabarelli (Eds.). Springer International Publishing, Cham.
- SILVA, J. M. C. DA, AND L. C. F. BARBOSA. 2017. Impact of Human Activities on the Caatinga. *In Caatinga.* pp. 359–368, Springer International Publishing, Cham.
- SILVA MATOS, D. M., AND M. L. A. BOVI. 2002. Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 11: 1747–1758.
- SIMON, L. M., G. DE OLIVEIRA, B. DE S. BARRETO, J. C. NABOUT, T. F. L. V. B. RANGEL, AND J. A. F. DINIZ-FILHO. 2013. Effects of global climate changes on geographical distribution patterns of economically important plant species in cerrado. *Rev. Árvore* 37: 267–274.
- SINGH, S. P. 1998. CHRONIC DISTURBANCE, A PRINCIPAL CAUSE OF ENVIRONMENTAL DEGRADATION IN DEVELOPING COUNTRIES *ENVIRON. CONSERV.* 25 1–2.
- SOUZA, J. M., I. B. SCHMIDT, AND A. A. CONCEIÇÃO. 2018. How do fire and harvesting affect the population dynamics of a dominant endemic Velloziaceae species in campo rupestre? *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 238: 225–233.

- TICKTIN, T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *J. Appl. Ecol.* 41: 11–21.
- VEDEL-SØRENSEN, M., J. TOVARANONTE, P. K. BØCHER, H. BALSLEV, and A. S. BARFOD. 2013. Spatial distribution and environmental preferences of 10 economically important forest palms in western South America. *For. Ecol. Manage.* 307: 284–292.
- VIEIRA, I. C. G., P. M. TOLEDO, J. M. C. SILVA, and H. HIGUCHI. 2008. Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia. *Brazilian J. Biol.* 68: 949–956.
- WANG, C., and M. M. CALDAS. 2014. Fragmentation Patterns in Land Reform Settlements in the Brazilian Amazon. *Soc. Nat. Resour.* 27: 742–758.
- WEINSTEIN, S., and S. MOEGENBURG. 2004. Acai Palm Management in the Amazon Estuary: Course for Conservation or Passage to Plantations? *Conserv. Soc.* 2: 315–3

Capítulo I: Distribuição geográfica de *Syagrus coronata*: desafios para a conservação de uma palmeira economicamente importante para as regiões semiáridas do nordeste do Brasil



Geographic distribution of *Syagrus coronata*: challenges for conservation of an economically important palm for semiarid regions of northeastern Brazil.

Victor Vinícius F. de Lima^a, Aldicir Scariot^{a,b,*}, Anderson Cássio Sevilha^b

^a Programa de Pós-graduação em Ecologia Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte, 70910-900, Brasília, DF, Brazil.

^b Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Laboratório de Ecologia e Conservação, Caixa Postal 02372, 70770-900 Brasília, Federal District, Brazil.

Artigo submetido à revista Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants.

Abstract

The palm *Syagrus coronata* plays an important ecological role in the caatinga ecosystems and is a source of income and livelihood for rural communities in semiarid northeastern Brazil. Despite its ecological and socioeconomic importance, little is known about the environmental factors determining its geographic distribution. The main goals of this study were to investigate the influence of climatic and environmental factors on the geographic distribution of *S. coronata* and to evaluate the conservation status within its potential distribution area. We modeled the fundamental niche of *S. coronata* using the MaxEnt algorithm and assessed the degree of vulnerability of environmental suitability areas quantifying the representativeness of protected areas and the different land use and land cover classes. Results predicted that the distribution of *S. coronata* is determined mainly by seasonality of precipitation and precipitation of the colder quarter. The areas of suitability, despite their large geographical extent, showed a high degree of environmental vulnerability, mainly due to the high conversion rate of native vegetation areas into agriculture and livestock and the low representation of protected areas. The results indicate a low effectiveness of the system of conservation units to protect the species, with anthropogenic disturbances threatening the quality of habitats and the persistence of *S. coronata* populations. Results can be used to support actions for the conservation and management of *S. coronata*, as well as decision making on the design of protected areas.

Keywords: Arecaceae; Species Distribution Models (SDMs); Conservation and sustainable management; Protection effectiveness; Brazilian Tropical Dry Forest; non-timber-forest-products

1. Introduction

Understanding the mechanisms that determine the geographic distribution of species is a fundamental issue in the studies of ecology and biogeography (Gaston, 2009; Silva and Souza, 2018), with important implications for the conservation of biodiversity. The influence of biotic and abiotic factors on the processes determining geographic distribution patterns and species richness may vary according to the spatial scale investigated (Bjorholm et al., 2005; Eiserhardt et al., 2011b). At broader scales, such as regional and continental, species distribution is mainly determined by temperature and precipitation parameters (Eiserhardt et al., 2011b; Hageer et al., 2017; Salm et al., 2007), and by physical barriers or spatio-temporal restrictions on the dispersal of organisms (Blach-Overgaard et al., 2010; Eiserhardt et al., 2013). On the other hand, at a local and landscape scale, species distribution may be more strongly associated with variation in edaphic conditions (Svenning, 2001), dispersal ability of organisms (Germain et al., 2017), physical structure of habitats (Silva et al., 2017) and interspecific interactions (Dracxler and Forget, 2017). Additionally, anthropogenic disturbances responsible, among others, for landscape modification and habitat fragmentation (Boivin et al., 2016), introduction of invasive alien species (Guimarães and Schmidt, 2017), changes in the fire regime (Pausas and Keeley, 2009) and changes in climatic conditions (Velazco et al., 2019), can affect the distribution of species at local, regional and/or continental scales.

In recent years, species distribution models (SDMs), also known as ecological niche models, have contributed to improve our understanding of species distribution and the mapping of areas whose environmental conditions are potentially appropriate to the occurrence probability of the species (Farias et al., 2017; Phillips et al., 2006). Due to their predictive and discriminatory capacity of geographic and environmental space, these models have become particularly useful in planning biodiversity conservation actions (Safaei et al., 2018). The models have assisted in identifying priority conservation areas (Spiers et al., 2018), assessing the impacts of climate change on species distribution (Jinga and Ashley, 2019), biological invasion processes (Barbet-Massin et al., 2018), mapping suitable habitats for reintroduction and/or cultivation of target species (Sanchez et al., 2010), and designing protected areas (Taylor et al., 2017).

Palms (Arecaceae) constitute an important component of the structure and functioning of tropical and subtropical ecosystems (Dransfield et al. 2008), and are among the species of major cultural and socioeconomic importance for rural communities and indigenous peoples (Brokamp et al., 2011). With nearly 2,600 species, palms provide multiple products (Johnson, 2010), and stand out for their fascinating variation in life forms, growth habit, geographical diversity and evolutionary history (Dransfield *et al.* 2008). Palms are key resources for pollinator and frugivorous communities (Barfod et al., 2011; Moegenburg and Levey, 2003). Due to the ecological and socioeconomic importance, studies with palms have sought to elucidate the importance of climatic, environmental and non-environmental factors determining species richness and distribution across spatial scales (Rakotoarinivo et al., 2013; Reichgelt et al., 2018; Svenning et al., 2008).

In the semiarid regions of northeastern Brazil, the palm *Syagrus coronata* (Martius) Beccari, popularly known as “licuri”, stands out for its ecological and socioeconomic importance. The harvest of plant parts of this specie is an important source of income and livelihood to rural communities in the semiarid (Andrade et al., 2015; Campos et al., 2018; Rufino et al., 2008), and its fruits and seeds are crucial food resources for wildlife, including endangered species (Noblick, 2017; Rocha, 2009; Yamashita, 1987). However, changes in land cover and land use, mainly for agriculture and pasture, resulted in the loss and degradation of many populations (Neto and Camandaroba 2008, Silva 2010). Degraded populations are characterised by the predominance of adult individuals, high senescence rate, low regeneration capacity, and absence of individuals in the early ontogenetic stages (Neto and Camandaroba, 2008), making their persistence unpredictable.

Knowledge of the geographical distribution pattern and ecological tolerance limits are crucial for the definition of conservation and sustainable management strategies of species of high cultural and socioeconomic values (Guidigan et al., 2018; Moscoso et al., 2013), including the assessment of its potential for commercial exploitation. We aimed to investigate the influence of climatic and topographic factors on the geographic distribution of *S. coronata* and to evaluate the conservation status of the species on its potential area of distribution. For this purpose, we raised the following questions: i) What is the potential

distribution area of *S. coronata*?; (ii) What climatic variables exert greater influence on the potential distribution of *S. coronata*?; (iii) What is the representativeness of the network of protected areas to conserve the species?; and (iv) What is the degree of environmental vulnerability of the potential distribution areas indicated by the predictive model? Results this study can help to identify priority areas for the conservation of *S. coronata*, contributing to the conservation and sustainable management of the species.

2. Material and methods

2.1. Study area

The predictive modeling of *S. coronata* was adjusted over an area of approximately 900,000 km², located between the geographic coordinates of 07°10' to 18°40'S and 35°80' to 46°75'W, northern part of the state of Minas Gerais and the northeast region of Brazil (Figure 1). The altitude varies from 0 to 1,860 meters asl, ranging from lower areas, such as the coastal plains and interplanaltic depressions, to the higher relief areas, such as the interior mountains and plateaus (IBGE, 2009). The vegetation is a transition between the Cerrado, Caatinga and Mata Atlântica biomes, in a matrix with a high degree of anthropization (MapBiomias, 2018). According to the Köppen-Geiger classification, the low latitude and altitude warm semi-arid (BSh) and the tropical climates (Af, As and Aw) predominate (Alvares et al., 2013). In tropical climate areas, annual precipitation ranges from 470 to 2,400 mm and annual temperatures range from 17.7 to 27.7 °C (Alvares et al., 2013; Fick and Hijmans, 2017). In areas of semi-arid climate, annual precipitation ranges from 350 to 950 mm and annual average temperature ranges from 18.3 to 27.5 °C (Alvares et al. 2013, Fick & Hijmans 2017).

2.2. Study specie

Syagrus coronata (Martius) Beccari (Arecaceae), known as “licuri” or “ouricuri”, is an endemic palm tree from Brazil, found mainly at the east of the São Francisco River, in the states of Alagoas, Bahia, Pernambuco, Sergipe and northern Minas Gerais (Noblick, 2017). Palm up to 12 m high, generally with solitary stem, and 15-25cm in diameter (Noblick 2017). Its leaves are pinnate, 2-3 m long and arranged in spiral rows along the stem; the inflorescence is pedunculated panicle, with light yellow, unisexual flowers

arranged in triads (Rocha 2009, Noblick 2017); the fruits are drupes, edible, light yellow to orange when ripe (Crepaldi et al., 2001; Santos-Moura et al., 2016). *S. coronata* plays an fundamental ecological role in the caatinga ecosystems (Brandt and Machado, 1990; Castro et al., 2016; Neto and Camandaroba, 2008). The fruit pulp and seed are an exceptionally important food resource for several wildlife species (Rocha, 2009), being the main food of the Lear's Macaw (*Anadorhynchus leari* Bonaparte, 1856), an endangered endemic bird of the Raso da Catarina Ecoregion, in the Bahia State (Birdlife International, 2017) (Sick et al., 1987; Yamashita, 1987). This palm is as a nurse plant, facilitating the growth and development of several species of araceae, cactaceae, bromeliads and orchids (Castro et al., 2016). The extraction of leaves, fruits and seeds of *S. coronata* is an important source of income and subsistence for rural communities and indigenous peoples of the semiarid regions of northeastern Brazil (Andrade et al., 2015; Crepaldi et al., 2004; Rufino et al., 2008). Official estimates show that between 2004 and 2016, approximately 57 thousand tons of licuri almonds were sold in the state of Bahia alone (IBGE, 2017). However, due to the difficulty of covering all marketing networks, these values may be greatly underestimated (Marshall et al., 2003).

2.3. Occurrence records and environmental variables

Occurrence records were obtained from: (1) Global Biodiversity Information Facility (GBIF; <http://www.gbif.org>), Environmental Information Reference Center (CRIA/speciesLink; <http://splink.cria.org.br>) and Virtual Herbarium (REFLORA/CNPq; <http://reflora.jbrj.gov.br>); (2) specialized scientific literature (Neto an Camandaroba, 2008; Noblick 2017); and (3) expeditions for on-site registration of new points of occurrence. We obtained 625 records of occurrence, which were screened to ensure the accuracy of the points and the predictive quality of the model. During the screening, we removed the points of occurrence where the species was not identified by a botanical expert; duplicate points and/or those with the same geographical location; outliers, i.e. points very far from the known distribution of the species; and points at the municipality center (Supplementary Material, Table S1). To reduce the sample bias and spatial autocorrelation among points of occurrence, and to increase the predictive quality of the model (Brown et al., 2017), occurrence records were rarefied using *Spatially Rarefy Occurrence Data - SDMtoolbox*, in

the ArcGIS 10.3 program (ESRI, 2016). A minimum distance of five kilometers between occurrence records was used, thus ensuring the presence of only one point per grid cell (30 arc seconds), and 257 occurrence records were maintained at the end.

The model was built using climatic and topographic variables. Bioclimatic variables were obtained from the WorldClim dataset (<https://www.worldclim.org>), version 2.0 (Fick and Hijmans, 2017), while the topographic variables were obtained from the AMBDATA project (AMBDATA, 2018; <http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/index.php>). The selection of environmental variables was based on the results of the principal component analysis-PCA and Pearson's correlation coefficient (r) (Brown et al., 2017; Merow et al., 2013). The PCA results identified the main components that together represent 80% of the total data variance, as well as the variables with the highest information power and, therefore, the largest relative contribution to the environmental variability of the study area (Supplementary Material, Table S3). The correlation coefficient allowed the highly correlated variables to be removed from the sample (> 70%; Supplementary Material, Table S2). The analyzes were performed in the R environment, version 3.5 (R Development Core Team, 2018), using the *raster* (Hijmans et al., 2019), *rgdal* (Bivand et al., 2019) and *vegan* (Oksanen et al., 2019) packages.

2.4. Predictive modeling of *Syagrus coronata*

A maximum entropy method, MaxEnt 3.4.1 (Phillips et al., 2018) was used to model the distribution of *S. coronata*. The model was built using seven bioclimatic variables, and two topographic variables, generated from the digital elevation model data from the Shuttle Radar Topography Mission - SRTM (<https://earthexplorer.usgs.gov>) (Table 1). All variables were represented in spatial resolution of 30 arc seconds ($\cong 1 \text{ km}^2$), recommended size for local and regional scale analysis (Chapman et al., 2005). For construction and internal validation analysis a data set with 145 occurrence records was used. To run the model, 70% of the records ($n = 103$) were used for training, while 30% ($n = 42$) to test its predictive performance. The MaxEnt algorithm was executed using the following settings: i) *output format* - *cloglog*; ii) *feature class* - *auto features*; iii) *output file type* - *asc*; iv) *maximum iterations* - *5000*; v) *max number of background points* - *10000*; vi) *replicates* -

15; vii) *replicated run type – bootstrap*; and viii) *convergence threshold - 0,00001*; iv) *do jackknife to measure variable importance*. The jackknife test determines the importance of a variable for model predictive performance by measuring the training gain obtained with and without the variable (Phillips, 2017).

The predictive quality of the model was verified using threshold dependent and threshold independent evaluation metrics (Giannini et al., 2012). For the threshold-dependent evaluation, the minimum training presence threshold value (≥ 0.017) was used to convert the suitability map into a binary map, and the areas whose pixel values were below the threshold were considered inadequate to the probability of occurrence of the species (Liu et al., 2016). An independent set of presence–absence records ($n = 182$) was superimposed on the binary map to calculate the confusion matrix indices: i) omission error; ii) overrun error; iii) sensitivity; iv) specificity; and v) true skill statistic - TSS (Giannini et al., 2012; Pearson, 2007). A binomial test, based on omission rate and predicted area, was performed to verify whether the model predicts the test data significantly better than at random (Phillips et al., 2006). We tested the efficiency of the model using the area under the ROC (Receiver Operating Characteristic) curve (AUC) and the TSS value (Allouche et al., 2006; Phillips et al., 2017).

2.5. *Degree of vulnerability of environmental suitability areas*

To assess the degree of vulnerability of environmental suitability areas and quantify the representativeness of the network of protected areas and the relative percentage of different land uses and land cover classes, the binary map was converted to shapefile. Using the *Intersect* function in ArcGIS 10.3, the suitability map was overlaid with the vector layers containing information on protected area (CNUC/MMA, 2018) and land use and land cover classes (MapBiomass, 2018). From this overlap were calculated: i) the total area (km^2) and the percentage of the areas of low, medium or high suitability delimited by protected areas; and ii) the total area and the percentage of the different land uses and land cover class on the suitability areas. The relative proportion of areas of low, medium and high suitability overlapping the network of protected areas was compared by the G test of independence (Zar, 2010). The degree of environmental vulnerability (VU) of the

suitability areas, defined as the probability of loss and/or alteration of the conservation target object (Pressey and Taffs, 2001) was calculated with the equation (adapted from Velazco et al., 2019):

$$VU = (Suitability_{total} * Suitability_{anthropic}) - Suitability_{PA}$$

The *Suitability_{anthropic}* represents the proportion of suitability areas converted to landscapes of anthropic use, such as agriculture, livestock, mining, silviculture and urban infrastructure; and *Suitability_{PA}* the proportion of areas of environmental suitability overlapping protected areas boundaries. The degree of vulnerability (VU) was determined by a continuous value between 0-1, with values closer to 1.0 expressing greater environmental vulnerability (Velazco et al., 2019).

3. Results

3.1. Predictive modeling and contribution of environmental variables

The potential distribution area of 270,000 km² predicted by the model ranges from southeast Paraiba (07°10'S to 35°50'W) to northern Minas Gerais (16°47'S to 40°49'W) (Figure 2). The estimated areas of low (0.20 - 0.49), medium (0.50 - 0.74) and high (0.75 - 0.99) suitability cover 205,000 km² (Figure 2B), with only 56,600 km² (27.6%) and 26,750 km² (13.0%) classified as medium and high suitability, respectively. The model had excellent predictive performance for both training and test data, displaying low omission error, and prediction of test point distribution significantly better than random (minimum training presence probability; $p > 0.01$; Table 2). The AUC value above 0.9 (Table 2), indicated a high fit between the potential distribution area and the points of presence used for the internal validation test. The model also presented excellent performance in the external validation test (confusion matrix indices), presenting high sensitivity, low omission error and prediction of test points significantly better than random (binomial test, $p > 0.01$; Table 2). The TSS value was 0.56, indicating a performance better than random (Allouche et al., 2006).

S. coronata were was not recorded in areas with precipitation below 450 mm year⁻¹, reaching its peak of occurrence in areas with average precipitation between 600 and 900 mm year⁻¹ (Figure 3). The distribution of *S. coronata* seems to be strongly influenced by

the seasonality of precipitation (36.2%) and the precipitation of the coldest quarter (35.3%) (Table 3; Supplementary Material Figure S1). The response curve of *S. coronata* in relation to the predictor variables indicates that the species occurs preferentially in areas where the seasonality of precipitation is less pronounced and the precipitation in the coldest quarter is 200 - 600 mm (Supplementary Material Figure S2). Temperature and topography had low influence on the distribution of *S. coronate* (Table 3). The altitude variable contributed with 5.5% (Table 3) for the predictive performance of the model, imposing low restriction on the probability of occurrence of *S. coronata* (Supplementary Material, Figure S4).

3.2. Degree of vulnerability and conservation status of environmental suitability areas

There is a small overlap between the potential distribution area of *S. coronata* and the network of protected areas (Figure 4). Of the 205,000 km² predicted by the model, only 5,348 km² (2.6%) were represented by protected areas, of which 2,818 km² (1.4%) in full protection areas and 2,530 km² (1.2%) in sustainable use areas (Figure 4). The relative percentage of the areas of low, medium and high suitability in protected areas differed significantly ($p < 0.01$; G test of independence). In the network of protected areas, there are 2,955 km² (2.5%) of low suitability, being 1,536 km² (1.3%) of sustainable use and 1,419 km² (1.2%) of full protection. In areas of medium suitability, there are 903 km² (1.6%) of protected areas, with 361 km² (0.6%) of sustainable use and 542 km² (1.0%) of full protection. The areas of high suitability and, therefore, with greater probability of occurrence of *S. coronata*, covers only 1,490 km² (5.6%) of protected areas, being 633 km² (2.4%) of sustainable use and 857 km² (3.2%) of full protection.

The areas of environmental suitability are predominantly anthropized landscapes, with 124,103 km² (60.4%) occupied by agriculture and livestock and 2,239 km² (1.1%) by other types of anthropic use (mining, silviculture and urban infrastructure) (Figure 5). Areas of native vegetation cover 78,000 km² (38.0%) and water bodies (rivers, lakes, dams or reservoirs) 1,027 km² (0.5%). The degree of vulnerability (VU = 0.60) of the areas of environmental suitability derives mainly from high conversion rate of native vegetation in agriculture and livestock areas (60.4%) and low representativeness of protected areas (2.6%).

3.3. Priority areas for the conservation of *Syagrus coronata*

Priority areas for conservation of *S. coronata* are concentrated between the east of Sergipe (10°25' to 13°10'S and 36°50' to 39°45'W), in the northern Atlantic Forest region; and the center-north of Bahia (08°55' to 11°40'S e 37°30' to 41°05'W), in the southeast of the Caatinga (Figure 6). In this spatial interval, in addition to the areas of greater environmental suitability (Figures 2, 6), there are important remnants of native vegetation protected by a network of 20 protected areas, with a total area of 2,334 km² (Table 4).

Some areas classified as medium and high suitability where the species does not occur can be important sites for the reintroduction of *S. coronata* (Figure 6). Our results indicate that the areas located between the regions of coastal ombrophilous forest in the states of Alagoas, Bahia and Sergipe, and the hypoxerophilic and hyperxerophilic caatinga in the dry interior of Alagoas, Bahia, Pernambuco and Sergipe, present favorable conditions for the reintroduction of *S. coronata* (Figure 6).

4. Discussion

The potential distribution model generated a robust map, with good prediction quality and satisfactory spatial adjustment in relation to the geographic distribution of *S. coronata* described in the literature (Henderson et al., 1995; Lorenzi et al., 2010; Noblick, 2017). Precipitation seasonality and precipitation of the coldest quarter contributed 71.5% to the probability of occurrence of the species, suggesting that not only the total amount of annual rainfall, but mainly the temporal distribution of precipitation seems to exert a strong influence on the areas suitable for the occurrence of *S. coronata*. The response of the distribution model to the precipitation variables is in agreement with the ecological requirements exhibited by the species (Noblick, 2017; Oliveira et al., 2016; Souza et al., 2018). Although *S. coronata* is one of the few palm tree species in Brazil capable of withstanding semi-arid conditions, the species develops better in transition regions between the Caatinga ecosystems and the rocky fields and rainforests of the Atlantic Forest (Noblick 2017). Phylogeographic analyses indicate that there is a trend towards expanding the geographical distribution of the species towards the Atlantic Forest domains, a more stable climatic region with higher rainfall (Souza et al. 2018).

Our results corroborate the general concept that the distribution and richness of palm tree species in the Americas are mainly mediated by precipitation parameters (Bjorholm et al., 2005; Kristiansen et al., 2011; Salm et al., 2007; Vedel-Sørensen et al., 2013). Precipitation parameters are important predictors for diversity patterns (Eiserhardt et al., 2011a; Kreft et al., 2006; Svenning, 2001), especially on a large scale, with a tendency for greatest species richness with increasing precipitation (Skov and Borchsenius, 1997; Svenning et al., 2008). Similar pattern has been observed for palm species on other continents. In the tropical and subtropical forests of Thailand, a hotspot of biodiversity, the distribution of 103 species of palm trees was strongly influenced by the precipitation of the colder quarter and annual precipitation (Tovaranonte et al., 2015). In Africa, the distribution of 25 species was determined mainly by the precipitation variables, as well as by the presence of spatial filters capable of limiting the dispersion of the organisms (Blach-Overgaard et al., 2010). As observed by the location of the occurrence records along the precipitation gradient, and despite the relatively wide distribution on the semi-arid region of northeastern Brazil, *S. coronata* does not seem to withstand precipitation below 450 mm year⁻¹ (Figure 3). Physiological aspects related to slow and irregular germination (Carvalho et al., 2005), slow growth (Medeiros et al., 2015) and low survival of regenerating individuals under water stress conditions (V.V.F. Lima, personal observation), seems to make it difficult for the species to expand into drier regions of the caatinga. On the other hand, certain attributes related to leaf ecophysiology, such as leaf water potential, efficient stomatal control, high rate of nonphotochemical energy dissipation (Medeiros et al., 2015), high CO₂ assimilation and maintenance of high levels of photosynthetic pigments during periods of water deficit, and efficient mechanisms of protection against drought (Oliveira et al., 2016) seem to contribute for species capacity to expand into portions of semi-arid climate regions.

The temperature variables had little contribution to the potential distribution model of *S. coronata*. In general, water availability, whether via precipitation or vertical groundwater distance, has a greater influence on the geographical distribution of palm species in tropical and subtropical regions (Barrett et al., 2019; Blach-Overgaard et al., 2010; Tovaranonte et al., 2015; Vedel-Sørensen et al., 2013) than temperature-related variables (Bjorholm et al., 2005; Salm et al., 2007). The effects of temperature on the palm distribution pattern tend to

be more evident in extreme situations (Eiserhardt et al., 2011b), with low-temperature events restricting the distribution range of the species (Gatti et al., 2008)

In addition to the importance of climatic factors, the spatial distribution of several palm species responds strongly to edaphic conditions, such as clay and aluminum content, nutrient availability, and soil drainage (Clark et al., 1995; Kahn and de Granville, 1992; Korning et al., 1994; Svenning, 2001). The occurrence and abundance in palm communities of Western Amazonia non-inundated forests were best explained by exchangeable bases (Ca, K, Mg) and phosphorus (Cámara-Leret et al., 2017). In the humid savannas of Africa, the spatial distribution of *Borassus aethiopum* palm tree was affected by soil fertility (Barot and Gignoux, 2003). Drainage is often related to soil texture, with hydrological conditions affecting palm species distributions (Eiserhardt et al., 2011b; Pintaud et al., 2008; Svenning, 2001). For *S. coronata*, however, edaphic factors do not seem to have much influence on species distribution, found in fertile and deep soils, as well as shallow, sandy, well-drained and low fertility soils (V.V.F. Lima, personal observation; Supplementary Material, Figure S3).

Topography is closely correlated to different environmental factors, such as temperature, hydrology and edaphic factors, indirectly affecting species distribution (Eiserhardt et al., 2011b; Miola et al., 2011; Moulatlet et al., 2017). The influence of topographic variables is more strongly noted when distribution patterns are analyzed at local or landscape scales (Svenning, 1999). Although there is evidence that topographic heterogeneity can determine the broad-scale patterns of plant species distribution (Kreft and Jetz, 2007), the contribution of topographic variable to the predictive model of *S. coronata* was almost insignificant (Supplementary Material, Figure S1). Indeed, the altitude variable does not seem to confer strong spatial restriction to the probability of occurrence of *S. coronata*, which can be found both in areas of depression and on slopes or hilltops, along altitudinal gradients varying from 2-1,300 meters (Supplementary Material, Figure S4).

4.1. *Implications for the conservation of Syagrus coronata*

Protected areas are one of the main mechanisms for the protection of biodiversity and the maintenance of ecosystem services (Geldmann et al., 2013; Xavier da Silva et al., 2018). However, the geographic limits and environmental protection category of some protected areas are not always defined by explicit socio-ecological criteria necessary for conservation objectives (Bernard et al., 2014; García Márquez et al., 2017; Velazco et al., 2019). The potential distribution model of *S. coronata* allowed identifying the extent and location of portions of protected areas with environmental suitability for the species, unveiling the low effectiveness of protection to the species. The network of protected areas comprised only 903 km² (1.6%) and 1,490 km² (5.6%) of the areas of medium and high suitability, respectively. However, 313 km² (34.6%) and 608 km² (40.8%), respectively, are of Environmental Protection Areas (APAs), a sustainable use conservation area whose management model is very permissive both to the use of natural resources and human occupation.

The synergistic effect of the low effectiveness of protection and the impacts of the conversion of extensive areas of native vegetation to agricultural production resulted in the high degree of environmental vulnerability of the areas suitable for the occurrence of *S. coronata*. The conversion of native vegetation into agricultural systems does not mean that the areas become inappropriate for the occurrence of the species. However, populations of *S. coronata* located in areas of agricultural production are mainly characterized by low regeneration capacity and predominance of individuals in the final stages of the species' life cycle (Neto and Camandaroba, 2008; V.F.F Lima & A. Scariot, unpublished data). Populations subjected to this anthropic pressure may not recruit new individuals, being doomed to local extinction (Giroldo and Scariot, 2015; Sá et al., 2018).

The mapping of potentially suitable areas for the reintroduction and cultivation of economically useful species can contribute to the planning of conservation and management of wild native plants (Idohou et al., 2017; Sanchez et al., 2010). The potential distribution model identified that the areas located between the region of the northern Atlantic Forest; in the east of Sergipe, and southeast Caatinga, in the northeast and north-central Bahia, present favorable environmental conditions for the reintroduction and

development of *S. coronata*. However, as the potential distribution model was strongly influenced by precipitation parameters, restoration of natural populations at an advanced stage of disturbance and / or the reintroduction of *S. coronata* in areas of medium and high suitability should be carried out preferentially in areas with more stable climatic conditions and annual average precipitation between 600 to 900 mm, where the species reached its peak of occurrence (Figure 3).

5. Conclusions

The distribution model allowed us to identify the environmental variables that probably exert a greater influence on the geographical distribution of *S. coronata*, as well as to mapping the location of areas environmentally appropriate to the occurrence of the species, with the presence of potential sites for its reintroduction along the Caatinga and Northern Atlantic Forest areas. The wide geographical area occupied by *S. coronata* can confer advantages to conservation and management objectives (Nabout et al., 2011; Rodrigues et al., 2015). However, areas of medium and high adequacy for the occurrence of the species are mostly outside conservation areas or have already been converted into agriculture and pasture, threatening the *S. coronata* populations persistence. Therefore, a next step would be to investigate the relationship between the areas of adequacy indicated by the predictive model and the effects of anthropic disturbances on the quality of habitats and the population parameters of the species.

The present study can be an important tool for the conservation and management of *S. coronata*, as well as to support the decision-making regarding the design of the network of protected areas. However, the results need to be interpreted with caution, as the distribution model adopted in the present study is based on the Grinnellian niche concept, which takes into account only the range of environmental conditions in which a given species is able to survive, grow and reproduce (Soberón, 2007). The predictive distribution modeling reflects the fundamental niche of the species (Hutchinson, 1957), and does not identify the influence of biotic variables on the geographic distribution of *S. coronata*, which may result in overestimated models.

Acknowledgments

We thank Renan Augusto Matias for helping to collect *S. coronata* occurrence records. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), United Nations Development Programme (UNDP) and Global Environment Facility (GEF) provided logistic and financial support. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) and Conselho Nacional de Pesquisa Científica (CNPq) awarded scholarship to V. V. F. de Lima.

6. References

- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R., 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J. Appl. Ecol.* 43, 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Andrade, W.M., Ramos, M.A., Silva Souto, W.M., Bento-Silva, J.S., Albuquerque, U.P., Araújo, E. de L., 2015. Knowledge, uses and practices of the licuri palm (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) around protected areas in northeastern Brazil holding the endangered species Lear's Macaw (*Anodorhynchus leari*). *Trop. Conserv. Sci.* 8, 893–911.
- Barbet-Massin, M., Rome, Q., Villemant, C., Courchamp, F., 2018. Can species distribution models really predict the expansion of invasive species? *PLoS One* 13, 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193085>
- Barfod, A.S., Hagen, M., Borchsenius, F., 2011. Twenty-five years of progress in understanding pollination mechanisms in palms (Arecaceae). *Ann. Bot.* 108, 1503–1516. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr192>
- Barot, S., Gignoux, J., 2003. Neighbourhood analysis in the savanna palm *Borassus aethiopicum*: Interplay of intraspecific competition and soil patchiness. *J. Veg. Sci.* 14, 79–88. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02130.x>
- Barrett, C.F., Sinn, B.T., King, L.T., Medina, J.C., Bacon, C.D., Lahmeyer, S.C., Hodel, D.R., 2019. Phylogenomics, biogeography and evolution in the American genus

- Brahea (Arecaceae). Bot. J. Linn. Soc. 190, 242–259.
<https://doi.org/10.1093/botlinnean/boz015>
- Bernard, E., Penna, L.A.O., Araújo, E., 2014. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conserv. Biol.* 28, 939–950.
<https://doi.org/10.1111/cobi.12298>
- Birdlife International, 2017. *Anodorhynchus leari* (amended version of 2016 assessment). IUCN Red List Threat. Species 8235, e.T22685521A119259023.
- Bivand, R., Keitt, T., Rowlingson, B., Pebesma, E., Sumner, M., Hijmans, R., Rouault, E., Warmerdam, F., Ooms, J., Rundel, C., 2019. Package ‘rgdal.’
- Bjorholm, S., Svenning, J.C., Skov, F., Balslev, H., 2005. Environmental and spatial controls of palm (arecaceae) species richness across the Americas. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 14, 423–429. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2005.00167.x>
- Blach-Overgaard, A., Svenning, J.C., Dransfield, J., Greve, M., Balslev, H., 2010. Determinants of palm species distributions across Africa: The relative roles of climate, non-climatic environmental factors, and spatial constraints. *Ecography (Cop.)*. 33, 380–391. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06273.x>
- Boivin, N.L., Zeder, M.A., Fuller, D.Q., Crowther, A., Larson, G., Erlandson, J.M., Denham, T., Petraglia, M.D., 2016. Ecological consequences of human niche construction: Examining long-term anthropogenic shaping of global species distributions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 6388–6396.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1525200113>
- Brandt, A., Machado, R.B., 1990. Área de alimentação e comportamento alimentar de *Anodorhynchus leari*. *Ararajuba* 1, 57–63.
- Brokamp, G., Valderrama, N., Mittelbach, M., Grandez, C.A.R., Barfod, A.S., Weigend, M., 2011. Trade in Palm Products in North-Western South America. *Bot. Rev.* 77, 571–606. <https://doi.org/10.1007/s12229-011-9087-7>
- Brown, J.L., Bennett, J.R., French, C.M., 2017. SDMtoolbox 2.0: the next generation Python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *PeerJ* 5, e4095. <https://doi.org/10.7717/peerj.4095>
- Cámara-Leret, R., Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Balslev, H., Munch Kristiansen, S.,

2017. Modelling responses of western Amazonian palms to soil nutrients. *J. Ecol.* 105, 367–381. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12708>
- Campos, J.L.A., de Lima Araújo, E., Gaoue, O.G., Albuquerque, U.P., 2018. How can local representations of changes of the availability in natural resources assist in targeting conservation? *Sci. Total Environ.* 628–629, 642–649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.064>
- Carvalho, N.O.S., Pelacani, C.R., Rodrigues, M.O.D.S., Crepaldi, I.C., 2005. Uso de substâncias reguladoras e não-específicas na germinação de sementes de licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.). *Sitientibus Série Ciências Biológicas* 5, 28–32.
- Castro, R.A. de, Fabricante, J.R., Siqueira Filho, J.A. de, 2016. A importância da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. para a conservação da riqueza e diversidade de espécies epífitas vasculares na Caatinga. *Rev. Árvore* 40, 1–12. <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000100001>
- Chapman, A.D., Muñoz, M.E.S., Koch, I., 2005. Environmental Information: Placing Biodiversity Phenomena in an Ecological and Environmental Context. *Biodivers. Informatics* 2, 24–41. <https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.5>
- Clark, D.A., Clark, D.B., Sandoval, R.M., Castro, M.V.C., 1995. Edaphic and Human Effects on Landscape-Scale Distributions of Tropical Rain Forest Palms. *Ecology* 76, 2581–2594. <https://doi.org/10.2307/2265829>
- Cnuc/Mma, 2018. Unidades de Conservação por Bioma. Unidades Conserv. por Bioma.
- Crepaldi, I., Salatino, A., Rios, A., 2004. *Syagrus coronata* and *Syagrus vagans*: Traditional exploitation in Bahia, Brazil. *Palms* 48, 43–48.
- Crepaldi, I.C., Bicudo, A.-M.L., Rio, M.D.G., Pentead, M.D.V.C., Salatino, A., 2001. Composição nutricional do fruto de licuri (*Syagrus coronata* (Martius) Beccari). *Rev. Bras. Botânica* 24, 155–159. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042001000200004>
- Dracxler, C.M., Forget, P.-M., 2017. Seed caching by rodents favours seedling establishment of two palm species in a lowland Atlantic forest remnant. *J. Trop. Ecol.* 33, 228–231. <https://doi.org/10.1017/s0266467417000128>
- Dransfield, J., Uhl N.W., Asmussen C.B., Baker J.W., Harley M.M. & Lewis C.E. 2008. *Genera Palmarum: The Evolution and Classification of Palms*. Kew, UK: Kew

Publishing.

- Eiserhardt, W.L., Bjorholm, S., Svenning, J.C., Rangel, T.F., Balslev, H., 2011a. Testing the water-energy theory on american palms (arecaceae) using geographically weighted regression. *PLoS One* 6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027027>
- Eiserhardt, W.L., Svenning, J.C., Baker, W.J., Couvreur, T.L.P., Balslev, H., 2013. Dispersal and niche evolution jointly shape the geographic turnover of phylogenetic clades across continents. *Sci. Rep.* 3, 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep01164>
- Eiserhardt, W.L., Svenning, J.C., Kissling, W.D., Balslev, H., 2011b. Geographical ecology of the palms (Arecaceae): Determinants of diversity and distributions across spatial scales. *Ann. Bot.* 108, 1391–1416. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr146>
- ESRI, 2016. ArcMap 10.3. ESRI, Redlands, California.
- Farias, R.S., Pereira Silva, M.P., Maciel-Silva, A.S., Pôrto, K.C., 2017. Influence of environmental factors on the distribution of *Calymperes* and *Syrhophon* (*Calymperaceae*, *Bryophyta*) in the Atlantic Forest of Northeastern Brazil. *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 234, 158–164. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.07.011>
- Fick, S.E., Hijmans, R.J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 37, 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- García Márquez, J.R., Krueger, T., Páez, C.A., Ruiz-Agudelo, C.A., Bejarano, P., Muto, T., Arjona, F., 2017. Effectiveness of conservation areas for protecting biodiversity and ecosystem services: a multi-criteria approach. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 13, 1–13. <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1200672>
- Gaston, K.J., 2009. Geographic range limits: Achieving synthesis. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1480>
- Gatti, M.G., Campanello, P.I., Montti, L.F., Goldstein, G., 2008. Frost resistance in the tropical palm *Euterpe edulis* and its pattern of distribution in the Atlantic Forest of Argentina. *For. Ecol. Manage.* 256, 633–640. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.012>
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I.D., Hockings, M., Burgess, N.D., 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population

- declines. *Biol. Conserv.* 161, 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.018>
- Germain, R.M., Strauss, S.Y., Gilbert, B., 2017. Experimental dispersal reveals characteristic scales of biodiversity in a natural landscape. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, 4447–4452. <https://doi.org/10.1073/pnas.1615338114>
- Giannini, T.C., Siqueira, M.F., Acosta, A.L., Barreto, F.C.C., Saraiva, A.M., Alves-Dos-Santos, I., 2012. Current challenges of species distribution predictive modeling | Artigo de Revisão /Review Paper Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguesia* 63, 733–749.
- Giroldo, A.B., Scariot, A., 2015. Land use and management affects the demography and conservation of an intensively harvested Cerrado fruit tree species. *Biol. Conserv.* 191, 150–158. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.020>
- Guidigan, M.L.G., Azihou, F., Idohou, R., Okhimamhe, A.A., Fandohan, A.B., Sinsin, B., Adet, L., 2018. Modelling the current and future distribution of *Kigelia africana* under climate change in Benin, West Africa. *Model. Earth Syst. Environ.* 4, 1225–1238. <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0491-4>
- Guimarães, T.C.S., Schmidt, I.B., 2017. A systematization of information on Brazilian Federal protected areas with management actions for Animal Invasive Alien Species. *Perspect. Ecol. Conserv.* 15, 136–140. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.005>
- Hageer, Y., Esperón-Rodríguez, M., Baumgartner, J.B., Beaumont, L.J., 2017. Climate, soil or both? Which variables are better predictors of the distributions of Australian shrub species? *PeerJ* 5, e3446. <https://doi.org/10.7717/peerj.3446>
- Henderson, A., Galeano, G., Bernal, R., 1995. *Field Guide to the Palms of the Americas.*, Systematic Botany. <https://doi.org/10.2307/2419756>
- Hijmans, R.J., Eten, J. Van, Sumner, M., Cheng, J., Bevan, A., Bivand, R., Busetto, L., Canty, M., Forrest, D., Goliher, D., Gray, J., Greenberg, J.A., Karney, C., Mattiuzzi, M., Mosher, S., Shortridge, A., Wueest, R., 2019. Package ‘ raster ’ R topics documented :
- Hutchinson, G.E., 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.* 22, 415–427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2017. Produção da extração vegetal e

da silvicultura.

- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2009. Manual técnico de geomorfologia, 2nd ed, Manuais técnicos em geociências. IBGE - Manuais técnicos em geociências, Rio de Janeiro.
- Idohou, R., Townsend Peterson, A., Assogbadjo, A.E., Vihotogbe, R.L., Padonou, E., Glèlè Kakai, R., 2017. Identification of potential areas for wild palm cultivation in the Republic of Benin through remote sensing and ecological niche modeling. *Genet. Resour. Crop Evol.* 64, 1383–1393. <https://doi.org/10.1007/s10722-016-0443-7>
- Jinga, P., Ashley, M. V., 2019. Climate change threatens some miombo tree species of sub-Saharan Africa. *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 257, 151421. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2019.151421>
- Johnson, D. V., 2010. Tropical Palms: Revision. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Kahn, F., de Granville, J.-J., 1992. Palm Distribution as a Function of Soil Drainage, Topography, Forest Architecture and Dynamics, and Human Activities. pp. 91–114. https://doi.org/10.1007/978-3-642-76852-1_5
- Korning, J., Thomsen, K., Dalsgaard, K., Nørnberg, P., 1994. Characters of three Udults and their relevance to the composition and structure of virgin rain forest of Amazonian Ecuador. *Geoderma* 63, 145–164. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)90003-5](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)90003-5)
- Kreft, H., Jetz, W., 2007. Global patterns plant diversity---pans2007.pdf. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104, 5925–5930. <https://doi.org/10.1073/pnas.0608361104>
- Kreft, H., Sommer, J.H., Barthlott, W., 2006. The significance of geographic range size for spatial diversity patterns in Neotropical palms. *Ecography (Cop.)*. 29, 21–30. <https://doi.org/10.1111/j.2005.0906-7590.04203.x>
- Kristiansen, T., Svenning, J.C., Pedersen, D., Eiserhardt, W.L., Grández, C., Balslev, H., 2011. Local and regional palm (Arecaceae) species richness patterns and their cross-scale determinants in the western Amazon. *J. Ecol.* 99, 1001–1015. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01834.x>
- Liu, C., Newell, G., White, M., 2016. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. *Ecol. Evol.* 6, 337–348.

<https://doi.org/10.1002/ece3.1878>

- Lorenzi, H., Noblick, L., Kahn, F., Ferreira, E., 2010. Flora Brasileira Arecaceae (Palmeiras), Instituto Plantarum De Estudos Da Flora Ltda.
- MapBiomass, 2018. Coleção 3 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil [WWW Document]. Proj. MapBiomass.
- Marshall, E., Newton, A.C., Schreckenberg, K., 2003. Commercialisation of non-timber forest products: first steps in analysing the factors influencing success. *Int. For. Rev.* 5, 128–137. <https://doi.org/10.1505/ifor.5.2.128.17410>
- Medeiros, M.J., Oliveira, D.S., Oliveira, M.T., Willadino, L., Houllou, L., Santos, M.G., 2015. Ecophysiological, anatomical and biochemical aspects of in vitro culture of zygotic *Syagrus coronata* embryos and of young plants under drought stress. *Trees* 29, 1219–1233. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1202-7>
- Merow, C., Smith, M.J., Silander, J.A., 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography (Cop.)*. 36, 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- Miola, D.T.B., Freitas, C.R., Barbosa, M., Fernandes, G.W., 2011. Modeling the spatial distribution of the endemic and threatened palm shrub *Syagrus glaucescens* (Arecaceae). *Neotrop. Biol. Conserv.* 6, 78–84. <https://doi.org/10.4013/nbc.2011.62.02>
- Moegenburg, S.M., Levey, D.J., 2003. DO FRUGIVORES RESPOND TO FRUIT HARVEST? AN EXPERIMENTAL STUDY OF SHORT-TERM RESPONSES. *Ecology* 84, 2600–2612. <https://doi.org/10.1890/02-0063>
- Moscoso, V., Albernaz, A.L., Salomão, R. de P., 2013. Niche modelling for twelve plant species (six timber species and six palm trees) in the Amazon region, using collection and field survey data. *For. Ecol. Manage.* 310, 652–662. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.064>
- Moulatlet, G.M., Zuquim, G., Figueiredo, F.O.G., Lehtonen, S., Emilio, T., Ruokolainen, K., Tuomisto, H., 2017. Using digital soil maps to infer edaphic affinities of plant species in Amazonia: Problems and prospects. *Ecol. Evol.* 7, 8463–8477. <https://doi.org/10.1002/ece3.3242>
- Nabout, J.C., Oliveira, G., Magalhães, M.R., Terribile, L.C., de Almeida, F.A.S., 2011.

- Global climate change and the production of “Pequi” fruits (*Caryocar brasiliense*) in the Brazilian Cerrado. *Nat. a Conserv.* 9, 55–60. <https://doi.org/10.4322/natcon.2011.006>
- Neto, J.R.D.S., Camandaroba, M., 2008. Mapeamento dos sítios de alimentação da arara-azul-de-Lear *Anodorhynchus leari* (Bonaparte, 1856). *Ornithologia* 3, 1–17.
- Noblick, L.R., 2017. A revision of the genus *Syagrus* (Arecaceae). *Phytotaxa* 294, 1–262.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P.R., O’hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., Maintainer, H.W., 2019. Package “vegan” Title Community Ecology Package. *Community Ecol. Packag.* 2, 1–297.
- Oliveira, D., Medeiros, M., Pereira, S., Oliveira, M., Frosi, G., Arruda, E., Santos, M., 2016. Ecophysiological leaf traits of native and exotic palm tree species under semi-arid conditions. *Bragantia* 75, 128–134. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.364>
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2009. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *Bioscience* 59, 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Pearson, R.G., 2007. Species’ Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Lessons Conserv.* 3, 54–89.
- Phillips, S. J., Dudík, M. & Schapire, R. E., 2018. Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). Available from url: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Accessed on 2018-08-15.
- Phillips, S., 2017. A Brief Tutorial on Maxent. *Lessons Conserv.* 3, 108–135. <https://doi.org/10.4016/33172.01>
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E., Blair, M.E., 2017. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography (Cop.)*. 40, 887–893. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Modell.* 190, 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pintaud, J.-C., Galeano, G., Balslev, H., Bernal, R., Borchsenius, F., Ferreira, E., De

- Granville, J.-J., Mejía, K., Millán, B., Moraes, M., Noblick, L., Stauffer, F.W., Kahn, F., 2008. Las palmeras de América del Sur: diversidad, distribución e historia evolutiva. *Rev. Peru. Biol.* 15, 7–29. <https://doi.org/10.15381/rpb.v15i3.2662>
- Pressey, R.L., Taffs, K.H., 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: Priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biol. Conserv.* 100, 355–376. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00039-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00039-8)
- R Development Core Team, 2018. R core team (2018). R A Lang. *Environ. Stat. Comput. R Found. Stat. Comput.* Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rakotoarinivo, M., Blach-Overgaard, A., Baker, W.J., Dransfield, J., Moat, J., Svenning, J.C., 2013. Palaeo-precipitation is a major determinant of palm species richness patterns across madagascar: A tropical biodiversity hotspot. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 280. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.3048>
- Reichgelt, T., West, C.K., Greenwood, D.R., 2018. The relation between global palm distribution and climate. *Sci. Rep.* 8, 4721. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-23147-2>
- Rocha, K.M.R., 2009. *Biologia reprodutiva da palmeira licuri (Syagrus coronata (Mart.) Becc.) (Arecaceae) na Ecorregião do Raso da Catarina, Bahia.* Universidade Federal Rural de Pernambuco. [https://doi.org/Rocha, Kilma Manso Raimundo da Biologia Reprodutiva da Palmeira Licuri \(Syagrus coronata\) \(Mart.\) Becc. \(Arecaceae\) na Ecorregião do Raso da Catarina, Bahia / Kilma Manso Raimundo da Rocha. – 2009. 98 f.](https://doi.org/Rocha, Kilma Manso Raimundo da Biologia Reprodutiva da Palmeira Licuri (Syagrus coronata) (Mart.) Becc. (Arecaceae) na Ecorregião do Raso da Catarina, Bahia / Kilma Manso Raimundo da Rocha. – 2009. 98 f.)
- Rodrigues, P., Silva, J., Eisenlohr, P., Schaefer, C., 2015. Climate change effects on the geographic distribution of specialist tree species of the Brazilian tropical dry forests. *Brazilian J. Biol.* 75, 679–684. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.20913>
- Rufino, M.U. de L., Costa, J.T. de M., Silva, V.A. da, Andrade, L. de H.C., 2008. Conhecimento e uso do ouricuri (*Syagrus coronata*) e do babaçu (*Orbignya phalerata*) em Buíque, PE, Brasil. *Acta Bot. Brasilica* 22, 1141–1149. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062008000400025>
- Sá, D., Scariot, A., Ferreira, J.B., 2018. Effects of ecological and anthropogenic factors on

- population demography of the harvested *Butia capitata* palm in the Brazilian Cerrado. *Biodivers. Conserv.* <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1669-9>
- Safaei, M., Tarkesh, M., Bashari, H., Bassiri, M., 2018. Modeling potential habitat of *Astragalus verus* Olivier for conservation decisions: A comparison of three correlative models. *Flora* 242, 61–69. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2018.03.001>
- Salm, R., Salles, N.V. de, Alonso, W.J., Schuck-Paim, C., 2007. Cross-scale determinants of palm species distribution. *Acta Amaz.* 37, 17–25. <https://doi.org/10.1590/s0044-59672007000100002>
- Sanchez, A.C., Osborne, P.E., Haq, N., 2010. Identifying the global potential for baobab tree cultivation using ecological niche modelling. *Agrofor. Syst.* 80, 191–201. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9282-2>
- Santos-Moura, S. da S., Gonçalves, E.P., Melo, L.D.F. de A., Paiva, L.G., Silva, T.M. da, 2016. Morphology of fruits, diaspores, seeds, seedlings, and saplings of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. *Biosci. J.* 32, 652–660. <https://doi.org/10.14393/bjv32n3a2016-32829>
- Sick, H., Gonzaga, L.P., Teixeira, D.M., 1987. A arara-azul-de-Lear, *Anodorhynchus leari* Bonaparte, 1856. *Rev. Bras. Zool.* 3, 441–463. <https://doi.org/10.1590/s0101-81751986000300004>
- Silva, A.C., Souza, A.F., 2018. Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. *PLoS One* 13, 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196130>
- Silva, B.G. da, Castello, A.C.D., Koch, I., Silva, W.R., 2017. Pathways affect vegetation structure and composition in the Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Acta Bot. Brasilica* 31, 108–119. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0402>
- Skov, F., Borchsenius, F., 1997. Predicting plant species distribution patterns using simple climatic parameters: a case study of Ecuadorian palms. *Ecography (Cop.)*. 20, 347–355. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1997.tb00379.x>
- Soberón, J., 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol. Lett.* 10, 1115–23. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>
- Souza, M.C.P., Moura, F., Silva, J. V., Almeida, C., 2018. Phylogeography of the palm

- Syagrus coronata* (Martius) Beccari (Arecaceae): distribution in the “Caatinga” and Atlantic forest domains. *Rev. Bras. Bot.* 41, 849–857. <https://doi.org/10.1007/s40415-018-0498-0>
- Spiers, J.A., Oatham, M.P., Rostant, L. V., Farrell, A.D., 2018. Applying species distribution modelling to improving conservation based decisions: a gap analysis of Trinidad and Tobago’s endemic vascular plants. *Biodivers. Conserv.* 1–19. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1578-y>
- Svenning, J.-C., 2001. On the role of microenvironmental heterogeneity in the ecology and diversification of neotropical rain-forest palms (Arecaceae). *Bot. Rev.* 67, 1–53. <https://doi.org/10.1007/BF02857848>
- Svenning, J.-C., 1999. Microhabitat in a species-rich specialization palm in Amazonian community Ecuador. *J. Ecol.* 87, 55–65. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00329.x>
- Svenning, J.-C., Borchsenius, F., Bjorholm, S., Balslev, H., 2008. High tropical net diversification drives the New World latitudinal gradient in palm (Arecaceae) species richness. *J. Biogeogr.* 35, 394–406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01841.x>
- Taylor, C., Cadenhead, N., Lindenmayer, D.B., Wintle, B.A., 2017. Improving the design of a conservation reserve for a critically endangered species. *PLoS One* 12, 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169629>
- Tovaranonte, J., Blach-Overgaard, A., Pongsattayapipat, R., Svenning, J.C., Barfod, A.S., 2015. Distribution and diversity of palms in a tropical biodiversity hotspot (Thailand) assessed by species distribution modeling. *Nord. J. Bot.* 33, 214–224. <https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.2013.00217.x>
- Vedel-Sørensen, M., Tovaranonte, J., Bøcher, P.K., Balslev, H., Barfod, A.S., 2013. Spatial distribution and environmental preferences of 10 economically important forest palms in western South America. *For. Ecol. Manage.* 307, 284–292. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.005>
- Velazco, S.J.E., Villalobos, F., Galvão, F., De Marco Júnior, P., 2019. A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. *Divers. Distrib.* 1–14. <https://doi.org/10.1111/ddi.12886>

- Xavier da Silva, M., Paviolo, A., Tambosi, L.R., Pardini, R., 2018. Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguaçu National Park, Brazil. *J. Nat. Conserv.* 41, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.11.001>
- Yamashita, C., 1987. Field observations and comments on the Indigo Macaw (*Anodorhynchus leari*), a highly endangered species from northeastern Brazil. *Wilson Bull.* 99, 280–282.
- Zar, J.H., 2010. *Biostatistical Analysis*, 5th Editio. ed. Upper Saddle River, N.J. : Prentice-Hall/Pearson, New Jersey. <https://doi.org/10: 0131008463>

7. Figures and Tables

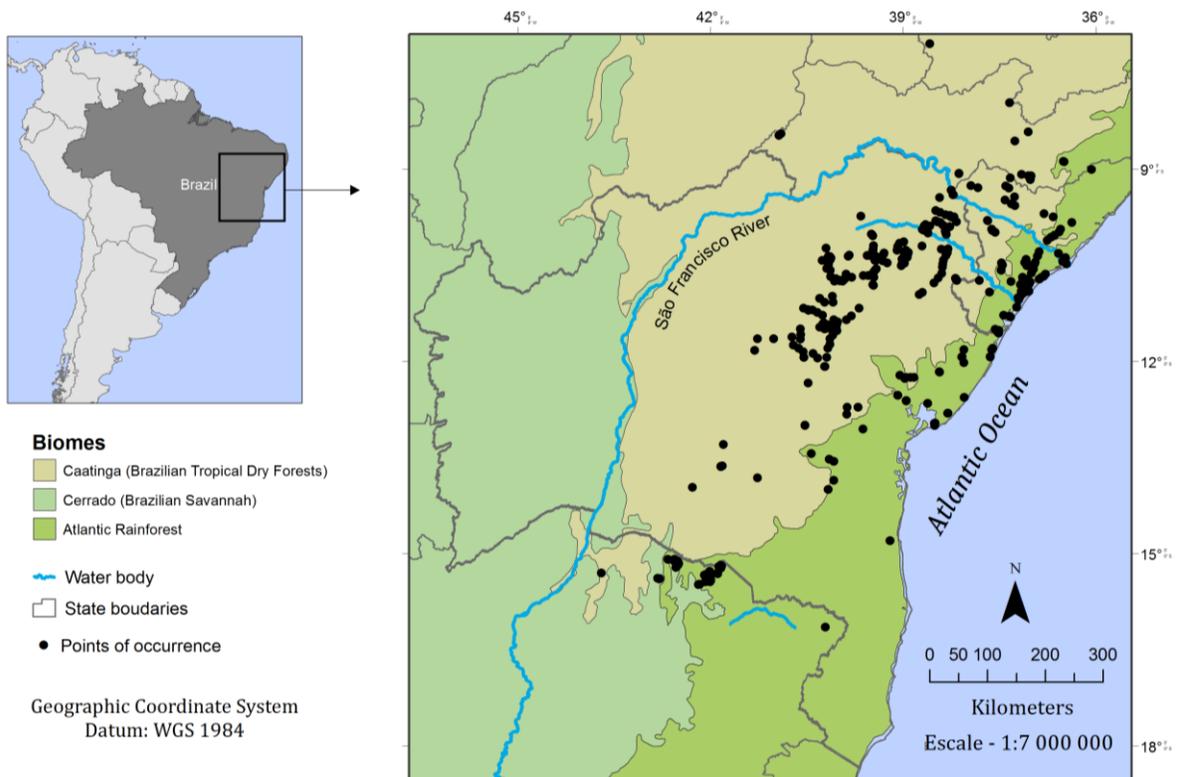


Figure 1: Study area and the geographical localization of occurrence points of the palm *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. - Arecaceae

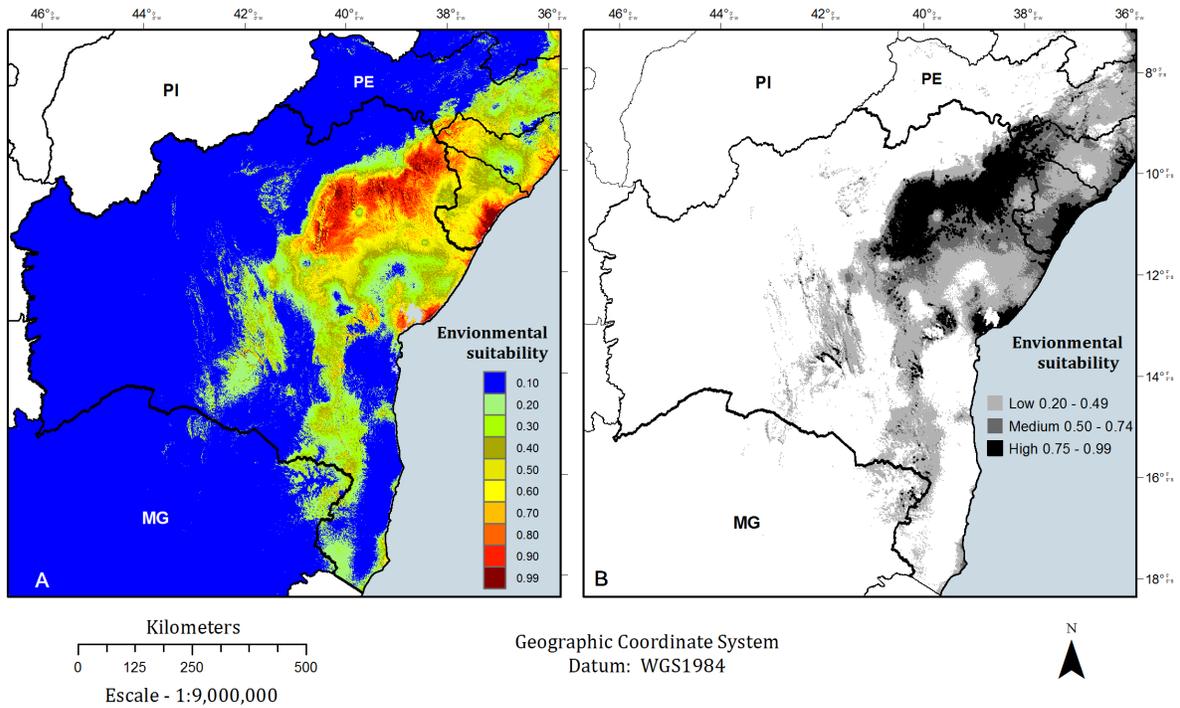


Figure 2: Current potential distribution map of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc - Arecaceae and the respective values of environmental suitability generated by the MaxEnt algorithm, based on the model with 15 replicates generated via bootstrapping. A) Map with values of environmental suitability on the continuous scale from 0 to 1, and B) categorical map representing the areas of low, medium and high suitability.

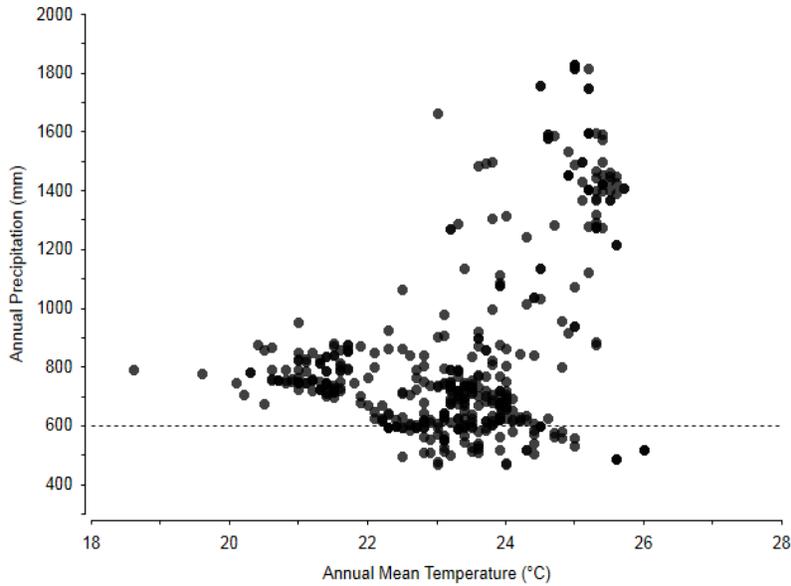


Figure 3: Scatter plot of the occurrence records of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae according to annual mean of precipitation and temperature.

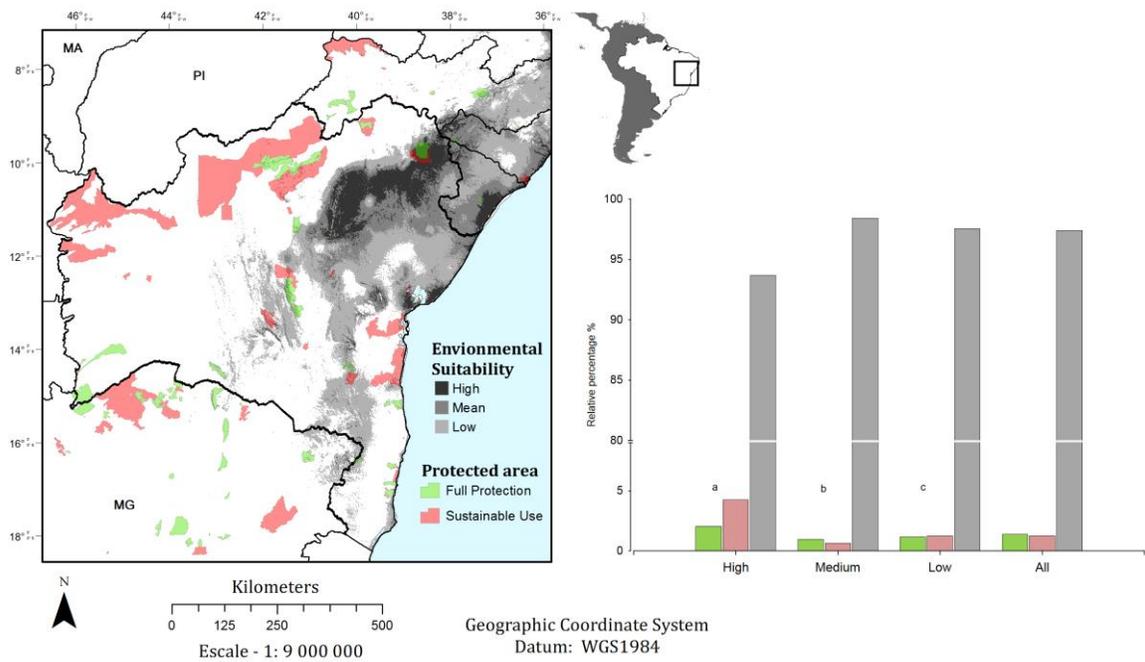


Figure 4: Map of overlap between the network of protected areas and the area of environmental suitability. Estimated percentage of the areas of environmental suitability covered by the network of protected areas, classified in reserves of full protection or sustainable use. Different letters represent statistical differences ($p < 0.01$) by G-test of independence.

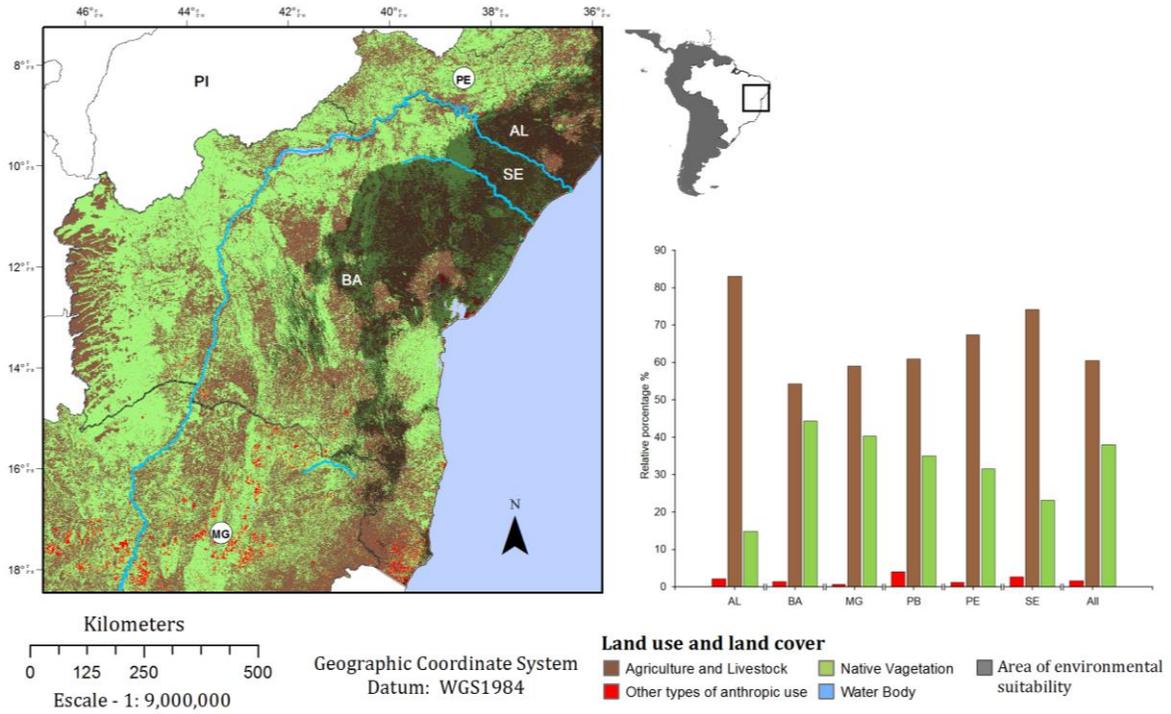


Figure 5: Land use and land cover classes on the area of environmental suitability (shaded layer) foreseen by MaxEnt. Limit of areas of environmental suitability represents the probability value ≥ 0.2 . Other types de anthropic uses are mining, silviculture and urban infrastructure.

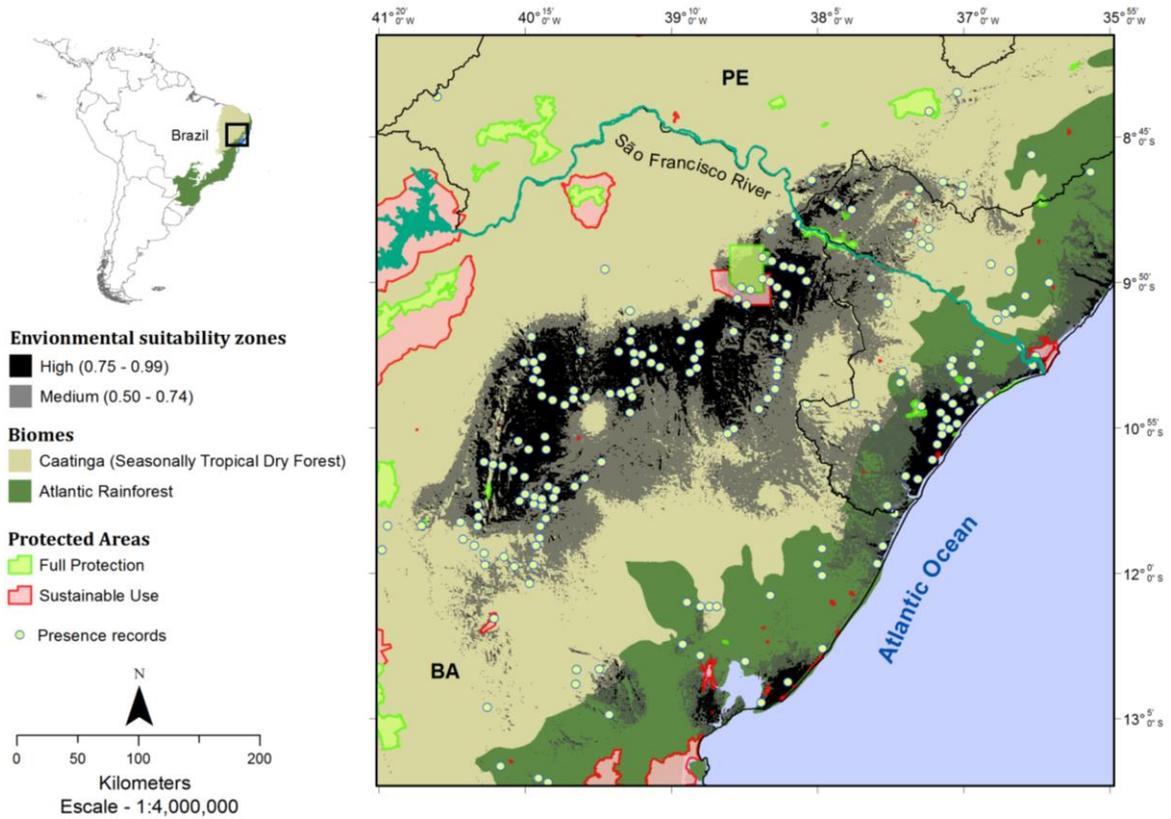


Figure 6: Priority areas for the conservation of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae along the Caatinga and Atlantic Forest biomes.

Table 1: Environmental variables used in the predictive modeling of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. - Arecaceae. Principal components (PCs) retained and their relative contribution (%) to the total variance of the data, and value (loadings) of each variable for the axes of the principal component. The first six principal components captured 80% of the environmental variability of the study area.

Layers – Environmental variables	Axes of the principal component					
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
-----	22.9%	20.2%	14.6%	9.1%	7.1%	5.9%
Isothermality (Bio03)	-0.24	0.16	-0.11	0.30	0.29	0.44
Temperature annual range (Bio07)	-0.07	0.34	0.05	-0.33	0.28	-0.33
Mean temp. of coldest quarter (Bio11)	-0.35	-0.06	0.11	0.04	0.08	0.03
Annual precipitation (Bio12)	0.04	0.00	0.55	0.07	0.13	-0.06
Precipitation seasonality (Bio15)	-0.13	0.33	-0.01	0.07	-0.42	0.15
Precipitation of warmest quarter (Bio18)	0.22	0.11	0.22	-0.38	0.09	0.55
Precipitation of coldest quarter (Bio19)	0.05	-0.34	0.19	0.10	0.01	-0.31
Altitude (digital elevation model)	0.18	0.30	-0.02	0.36	0.12	0.01

Table 2: Evaluation of the predictive model of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc., Arecaceae according to the *threshold-independent* and *threshold-dependent* (indices of the confusion matrix) approach. ** External validation tests conducted from the independent set of occurrence data (n=112). Minimum training presence Cloglog threshold = 0.017 (*threshold*).

Statistical parameters	Value
AUC _{train} (Mean ± SD) - 15 replicates	0.944 ± 0.008
AUC _{train} (Min-Max) - 15 replicates	0.929 – 0.964
AUC _{test} (Mean ± SD) - 15 replicates	0.927 ± 0.013
AUC _{test} (Min-Max) - 15 replicates	0.907 – 0.955
Minimum training presence binomial probability	$p > 0.01$
Omission error - confusion matrix **	0.009
Commission error - confusion matrix **	0.440
Sensitivity - confusion matrix **	0.991
Specificity - confusion matrix	0.571
TSS - confusion matrix	0.562
Binominal test **	$p > 0.01$

Table 3: Relative contribution, in order of importance, of climatic and topographic variables to the distribution model of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae. Values are mean and standard deviation (Mean \pm SD) of 15 replicates chosen by resampling with replacement (Jackknife test).

Layers - Environmental variable	Contribution %	AUC value without the variable	AUC value with only one variable
Precipitation seasonality - Bio15	35.71 \pm 5.42	0.916 \pm 0.013	0.872 \pm 0.020
Precipitation of coldest quarter - Bio19	33.57 \pm 7.32	0.918 \pm 0.015	0.827 \pm 0.021
Annual precipitation - Bio12	7.61 \pm 2.54	0.919 \pm 0.016	0.721 \pm 0.027
Temperature annual range - Bio07	6.95 \pm 3.27	0.925 \pm 0.015	0.793 \pm 0.020
Mean temp. of coldest quarter - Bio11	5.60 \pm 2.23	0.926 \pm 0.013	0.653 \pm 0.034
Altitude - Digital elevation model	5.55 \pm 2.01	0.928 \pm 0.013	0.665 \pm 0.051
Isothermality - Bio03	3.51 \pm 1.55	0.925 \pm 0.012	0.661 \pm 0.033
Precipitation of warmest quarter - Bio18	1.48 \pm 1.06	0.925 \pm 0.013	0.657 \pm 0.052

Table 4: Main protected areas located in high priority sites (areas of medium and high environmental suitability) for the conservation of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. - Arecaceae. Abbreviation of group: FP – Full Protection; US – Sustainable Use; and types of protected areas: APA – Environmental Protection Area; ARIE – Area of relevant ecological interest; ESEC – Ecological Stations; FLONA – National Forest; MONA – Natural Monument; PARNA - National Park; RESEX – Extractive Reserve; REVIS – Wildlife Refuge; RPPN – Private Reserve.

Environmental suitability	Group	Name	Type PAs	Area (km ²)
High	FP	Raso da Catarina	ESEC	815.91
High	FP	São Francisco	MONA	18.91
High	FP	Serra de Itabaiana	PARNA	6.15
High	FP	Sete Passagens	PARK	5.69
High	SU	Serra Branca	APA	505.84
High	SU	Marituba do Peixe	APA	57.24
High	SU	Piaçabuçu	APA	36.23
High	SU	Lagoa e Dunas do Abaeté	APA	4.68
High	SU	Marinha Baía de Iguapé	RESEX	13.21
High	SU	Caju	RPPN	6.97
Medium	FP	Raso da Catarina	ESEC	206.84
Medium	FP	São Francisco	MONA	167.38
Medium	FP	Chapada Diamantina	PARNA	62.34
Medium	FP	Serra de Itabaiana	PARNA	49.70
Medium	FP	Alto Cariri	PARNA	8.37
Medium	FP	Boqueirão da Onça	PARNA	6.33
Medium	FP	Mata do Junco	REVIS	8.66
Medium	FP	Morro do Craunã e do Padre	REVIS	8.46
Medium	SU	Marituba do Peixe	APA	124.67
Medium	SU	Serra Branca	APA	107.33
Medium	SU	Serra do Barbado	APA	29.18
Medium	SU	Serra do Ouro	APA	19.37
Medium	SU	Bacia do Cobre/São Bartolomeu	APA	10.15
Medium	SU	Boqueirão da Onça	APA	9.20
Medium	SU	Piaçabuçu	APA	6.04
Medium	SU	Serra do Orobó	ARIE	11.37
Medium	SU	Marinha da Baía de Iguapé	RESEX	27.79

Supplementary Material

Table S1: Database with the geographical coordinates of the occurrence records of *Syagrus coronata*, followed by the primary source of the data.

Country	State	Municipality	Family	Species	Longitude	Latitude	Primary source & database
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.676944	-9.954722	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.312222	-9.923889	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.435556	-9.830556	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.340833	-9.971389	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.419167	-9.835556	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.581111	-9.889444	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.381667	-9.8725	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.696111	-9.946389	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.465833	-9.823889	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.648611	-9.870278	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.670556	-9.889722	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.332778	-10.003611	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.953611	-10.352222	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.273611	-9.900278	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.966944	-10.361389	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.329167	-9.960556	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.300556	-9.904722	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.976389	-10.471389	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.960833	-10.296389	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.94	-10.329444	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.997778	-10.4675	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.933889	-10.379722	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.941389	-10.354167	Neto & Camandaroba 2008

Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.995556	-10.401389	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.016389	-10.483889	Neto & Camandaroba 2008
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.977778	-10.335833	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.922222	-10.305833	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.093611	-10.269722	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Canudos	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.953333	-10.268611	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Canudos	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.960833	-10.296389	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Canudos	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.084722	-10.23	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Canudos	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.704167	-10.2	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Canudos	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.054722	-10.161389	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Canudos	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.082222	-10.206111	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Canudos	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.986667	-10.138889	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Santa Brígida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.334167	-9.713611	Neto & Camandaroba 2008
Brasil	BA	Brumado	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.840556	-13.643333	REFLORA 2018
Brasil	BA	Cachoeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.083333	-12.533306	REFLORA 2018
Brasil	BA	Cachoeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.95	-12.616667	REFLORA 2018
Brasil	BA	Caldeirão Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.299972	-11.016667	REFLORA 2018
Brasil	BA	Camaçari	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.303611	-12.813611	REFLORA 2018
Brasil	BA	Conde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.6	-11.8	REFLORA 2018
Brasil	BA	Conde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.610278	-11.945	REFLORA 2018
Brasil	BA	Glória	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.25	-9.333333	REFLORA 2018
Brasil	BA	Ilhéus	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.080833	-13.561667	REFLORA 2018
Brasil	BA	Jandaíra	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.5125	-11.557778	REFLORA 2018
Brasil	BA	Mata de São João	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.033333	-12.583333	REFLORA 2018
Brasil	BA	Miguel Calmon	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.546389	-11.939722	REFLORA 2018
Brasil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.316667	-10.433333	REFLORA 2018
Brasil	BA	Salvador	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.5	-12.966667	REFLORA 2018

Brazil	BA	Salvador	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.5075	-13.003333	REFLORA 2018
Brazil	BA	Terra Nova	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.219167	-12.079722	REFLORA 2018
Brazil	BA	Vera Cruz	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.621111	-12.773889	REFLORA 2018
Brazil	BA	Paulo Afonso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.216667	-9.4	REFLORA 2018
Brazil	SE	Brejo Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.487469	-10.45236	REFLORA 2018
Brazil	SE	Divina Pastora	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.080556	-10.411944	REFLORA 2018
Brazil	SE	Divina Pastora	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.135278	-10.688611	REFLORA 2018
Brazil	SE	Indiaroba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.34	-11.3	REFLORA 2018
Brazil	SE	Laranjeiras	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.101111	-10.461667	REFLORA 2018
Brazil	SE	Maruim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.075278	-10.461667	REFLORA 2018
Brazil	SE	Maruim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.129722	-10.717222	REFLORA 2018
Brazil	SE	Nossa Senhora do Socorro	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.073333	-10.511667	REFLORA 2018
Brazil	SE	Nossa Senhora do Socorro	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.194444	-11.042778	REFLORA 2018
Brazil	AL	Piaçabuçu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.465556	-10.383056	REFLORA 2018
Brazil	AL	Piaçabuçu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.480278	-10.405278	REFLORA 2018
Brazil	AL	Piaçabuçu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.494722	-10.415833	REFLORA 2018
Brazil	AL	Piaçabuçu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.512222	-10.441667	REFLORA 2018
Brazil	AL	São José Tapera	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.410278	-9.481944	REFLORA 2018
Brazil	SE	Poço Verde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.163605	-10.738358	REFLORA 2018
Brazil	SE	Santo Amaro das Botas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.033089	-10.797096	REFLORA 2018
Brazil	BA	Caldeirão Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.22382201	-11.0797379	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Caldeirão Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.09304864	-11.0812186	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Cansanção	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.62081507	-10.6650473	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Cansanção	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.53980758	-10.6625087	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Cansanção	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.47619371	-10.6378295	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Cansanção	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.47035387	-10.6291673	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Cansanção	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.47906451	-10.6741565	Field record (Victor Lima)

Brazil	BA	Cansanção	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.45661266	-10.6887329	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Capim Grosso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.02002676	-11.3842186	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Capim Grosso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.97709563	-10.3693829	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.93542274	-10.3186172	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.91900066	-10.303303	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.01552037	-10.4052118	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.98128407	-10.3676163	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.97677234	-10.4040833	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.94794539	-10.3655886	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.95556211	-10.3188646	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.9555611	-10.3188754	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.92181455	-10.3239072	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.99337505	-10.4165178	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.94476546	-10.3504495	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.92115607	-10.3075583	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Filadélfia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.12627618	-10.6821156	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Filadélfia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.04428298	-10.7132597	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Filadélfia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.06972156	-10.7502392	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.89118668	-10.7024066	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.9190711	-10.7281448	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.93172618	-10.7285683	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.95653485	-10.7463766	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.94228955	-10.7490648	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.98618625	-10.7439667	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.00437129	-10.7351928	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.79791756	-10.6901247	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.24805993	-10.4672452	Field record (Victor Lima)

Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.44390922	-10.3601169	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.48998496	-10.3597499	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.4721906	-10.272571	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.46335079	-10.251956	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.4604209	-10.1992224	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.44744764	-10.5959653	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.43194598	-10.5752	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.41866117	-10.5582983	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.29863977	-10.3271497	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.2941568	-10.3115545	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.43615654	-10.4300598	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.41971418	-10.4294922	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Nordestina	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.47382038	-10.8069495	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Nordestina	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.46042978	-10.8144951	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.25372839	-11.2849304	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Ponto Novo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.10203932	-10.9861372	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Queimada	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.68481475	-11.1731854	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Quixabeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.08001587	-11.3555493	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Quixabeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.08060344	-11.3738746	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Quixabeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.07902488	-11.3863128	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Quixabeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.12008447	-11.498668	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Quixabeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.18455614	-11.4868659	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Quixabeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.19165964	-11.4786991	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Quixabeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.17769363	-11.4311445	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Quixabeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.12617912	-11.4477688	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Santa Brígida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.20659539	-9.74590536	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Santa Brígida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.22251539	-9.75886462	Field record (Victor Lima)

Brazil	BA	Santa Brígida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.16522407	-9.82485199	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Santa Brígida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.25187049	-9.74997788	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Santa Brígida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.27193341	-9.72765896	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Santa Brígida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.49108322	-9.6490285	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Santa Luz	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.80792002	-11.2949646	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Santa Luz	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.881204	-11.3544183	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	São José do Jacuípe	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.09875689	-11.5096366	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.20246785	-10.2379485	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.16353643	-10.4902956	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.13448106	-10.5817692	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Serrolândia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.290233	-11.464229	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Serrolândia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.21972393	-11.493743	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Serrolândia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.25071962	-11.4116157	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Serrolândia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.23225697	-11.4052354	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Serrolândia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.20633032	-11.4906135	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Serrolândia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.29603956	-11.4676657	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Serrolândia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.19807515	-11.4376028	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Serrolândia	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.19492221	-11.4653336	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Uauá	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.47343288	-10.0461402	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Uauá	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.48094717	-10.0261921	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Uauá	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.49049936	-10.0162828	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Uauá	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.65925816	-9.73772404	Field record (Victor Lima)
Brazil	PE	Águas Belas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.00655328	-9.11353284	Field record (Victor Lima)
Brazil	PE	Águas Belas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.00813067	-9.11233909	Field record (Victor Lima)
Brazil	PE	Águas Belas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.00640894	-9.10888751	Field record (Victor Lima)
Brazil	PE	Águas Belas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.03699241	-9.1186277	Field record (Victor Lima)
Brazil	PE	Águas Belas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.03603939	-9.11669232	Field record (Victor Lima)

Brazil	PE	Águas Belas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.04913888	-9.10622215	Field record (Victor Lima)
Brazil	PE	Águas Belas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.01847218	-9.16833331	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Junqueiro	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.36694444	-9.83666667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Abaíra	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.8	-13.3	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Alagoinhas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.433333	-12.166667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Amargosa	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.626944	-13.056	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Cachoeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.083333	-12.533333	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Cachoeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.95	-12.616667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Caldeirão Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.3	-11.016667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Camaçari	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.303611	-12.813611	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Conde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.6	-11.8	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Conde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.610278	-11.945	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Entre Rios	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.083333	-11.933333	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Esplanada	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.616667	-11.816667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Feira de Santana	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.95	-12.25	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Feira de Santana	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.883333	-12.25	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Glória	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.25	-9.333333	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Iaçu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.876289	-12.830086	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Ilhéus	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.2	-14.8	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Ilhéus	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.0808689	-13.5615656	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Itatim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.7	-12.716667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.88855556	-10.6386944	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Jacobina	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.48586111	-11.1934722	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Jandaíra	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.5125	-11.557778	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Jequié	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.166666	-14	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Lagoa Real	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.281703	-13.969644	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Livramento do Brumado	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.816667	-13.633333	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018

Brazil	BA	Livramento do Brumado	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.8406	-13.6433	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Manoel Vitorino	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.166667	-14	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Maracás	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.4306	-13.4411	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Marcionílio Souza	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.5306	-13.0033	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Mata de São João	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.033333	-12.583333	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Miguel Calmon	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.546389	-11.939722	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.316667	-10.433333	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Morro do Chapéu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.016667	-11.65	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Paulo Afonso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.216667	-9.4	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Paulo Afonso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.492222	-9.808889	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Paulo Afonso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.421944	-9.676667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Paulo Afonso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.421944	-9.676667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Paulo Afonso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.431694	-9.446722	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Salvador	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.5	-12.966667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Salvador	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.5075	-13.003333	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.123611	-10.388611	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.156389	-10.379722	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	BA	Vera Cruz	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.621111	-12.773889	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	CE	Brejo Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.06862222	-7.46305556	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	CE	Brejo Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.07397222	-7.45805556	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	CE	Brejo Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.05969444	-7.46613889	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	CE	Porteiras	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.14230556	-7.50177778	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	MG	Jaíba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-43.704194	-15.30425	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	MG	Mato Verde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.8	-15.4	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	MG	Salto da Divisa	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.208503	-16.146383	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	PB	Monteiro	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.33891667	-7.965	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	PB	São José de Piranhas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.58316667	-7.04675	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018

Brazil	PE	Afrânio	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.90044444	-8.45044444	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	PE	Afrânio	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.93561111	-8.47505556	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	PE	Buíque	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.25561111	-8.56216667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	PE	Garanhuns	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.5	-8.883333	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	PE	Tacaratu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.126389	-9.071944	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Aracaju	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.159444	-10.967222	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Areia Branca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.315	-10.758056	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Brejo Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.453333	-10.484167	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Divina Pastora	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.134722	-10.688889	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Divina Pastora	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.231389	-11.156972	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Indiaroba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.566667	-11.5	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Itaporanga d'Ajuda	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.292472	-11.317583	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Lagarto	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.65	-10.918056	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Laranjeiras	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.169722	-10.806389	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Laranjeiras	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.169722	-10.806389	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Maruim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.129611	-10.717167	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Maruim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.081667	-10.737778	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Maruim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.129611	-10.717167	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Neópolis	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.579444	-10.32	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Nossa Senhora do Socorro	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.125833	-10.855	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Pirambu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.855833	-10.737778	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Pirambu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.800778	-10.681667	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Pirambu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.829444	-10.699444	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Pirambu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.782222	-10.641944	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Poço Redondo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.684167	-9.805278	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Poço Verde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.183333	-10.708333	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Santo Amaro das Botas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-10.787778	-36.97	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018

Brazil	SE	São Cristóvão	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.105133	-10.925675	SpeciesLink-CRIA/GBIF 2018
Brazil	SE	Itabaiana	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.47193457	-10.5808355	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Itabaiana	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.46924213	-10.5766777	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	N. S. Aparecida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.45044563	-10.5011563	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	N. S. Aparecida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.46746978	-10.4631192	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Monte Alegre de SE	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.56508157	-9.99043934	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Monte Alegre de SE	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.60720574	-9.95956879	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Monte Alegre de SE	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.6097489	-9.95429398	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Monte Alegre de SE	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.61803902	-9.93747518	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Propriá	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.88057361	-10.2911784	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Malhada dos Bois	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.90325487	-10.3534435	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Malhada dos Bois	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.90717417	-10.3591767	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Muribeca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.93942547	-10.4521527	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Muribeca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.94793092	-10.4813823	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Japarutuba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.96570198	-10.5648982	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Carmópolis	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.99832108	-10.6269653	Field record (Victor Lima)
Brazil	SE	Maruim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.06420133	-10.7170196	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.18615298	-10.4283699	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.17108978	-10.3852371	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.1423603	-10.3680192	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.16011183	-10.3616543	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.32356644	-10.0229268	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Santa Brígida	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.27184591	-9.72767523	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.30033088	-10.2455177	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Antas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.31128192	-10.3071812	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Antas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.33158297	-10.3501917	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Cícero Dantas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.36866527	-10.4228638	Field record (Victor Lima)

Brazil	BA	Cícero Dantas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.38137366	-10.4835796	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Cícero Dantas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.38372177	-10.5329383	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Ribeira do Pombal	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.39888672	-10.6311303	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Ribeira do Pombal	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.45309174	-10.6998559	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Ribeira do Pombal	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.51718136	-10.7806088	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Tucano	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.70112776	-10.9256939	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Tucano	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.74840152	-10.9611319	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Euclides da Cunha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.02844745	-10.5070774	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.38156546	-10.375348	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.4143128	-10.3659268	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Horizonte Novo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.55631901	-10.3501532	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Andorinha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.83732441	-10.3455006	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Andorinha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.8562629	-10.3631679	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.13332142	-10.4181852	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Senhor do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.18777588	-10.555524	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Capim Grosso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.03704999	-11.439651	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	São José do Jacuípe	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.02863565	-11.5255837	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Vargem da Roça	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.09465881	-11.5960852	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Vargem da Roça	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.13709663	-11.6515089	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Mairi	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.1412549	-11.7379093	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Mairi	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.17066934	-11.7980155	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Baixa Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.18768217	-11.9399642	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Mundo Novo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.32980975	-11.9524183	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Mundo Novo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.40465922	-11.8790066	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Mundo Novo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.55410629	-11.8534433	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Piritiba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.62815127	-11.7966709	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Largo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.70966754	-11.7485239	Field record (Victor Lima)

Brazil	BA	Miguel Calmom	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.60057154	-11.6538913	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Miguel Calmom	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.59551222	-11.5821953	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Miguel Calmom	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.60255671	-11.4944619	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Jacobina	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.5526864	-11.1744386	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Jacobina	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.47215349	-11.2081588	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Jacobina	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.41464332	-11.2016942	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Jacobina	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.33609735	-11.2371443	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.67795314	-9.95649917	Field record (Victor Lima)
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.60967088	-10.0009896	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Água Branca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.83015875	-9.29280281	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Maravilha	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.33064393	-9.13790038	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Santana do Ipanema	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.40169506	-9.26549348	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Santana do Ipanema	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.35288891	-9.29625691	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Santana do Ipanema	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.26050877	-9.43352742	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	São José Tapera	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.30949429	-9.54497161	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	São José Tapera	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.25703028	-9.57451321	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Arapiraca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.79986854	-9.70007077	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Arapiraca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.54264671	-9.93709054	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Arapiraca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.56618024	-9.98566543	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Campo Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.63835136	-10.0330193	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Olho D'água Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.69058261	-10.0646633	Field record (Victor Lima)
Brazil	AL	Porto Real do Colégio	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.75148576	-10.1136243	Field record (Victor Lima)
Brazil	PE	Águas Belas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.15502478	-9.08382755	Field record (Victor Lima)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.517175	-15.15752	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.83791102	-15.189701	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Mato Verde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.80225803	-15.3905	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.52639703	-15.142887	Field record (Renan Matias)

Brazil	MG	Indaiabira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.07881697	-15.443406	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.83775604	-15.229739	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.83975998	-15.1868	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Mato Verde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.82264399	-15.388177	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.57188201	-15.112421	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.51691902	-15.119374	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.56652597	-15.102444	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.54211603	-15.218061	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.52162898	-15.113887	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.53500901	-15.213986	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.02095997	-15.337581	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.52696398	-15.203811	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.50411097	-15.156611	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.50934698	-15.179851	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.49811104	-15.155377	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.017054	-15.36372	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.99720297	-15.408477	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.84071099	-15.187355	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.50346699	-15.147937	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.01813702	-15.291336	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.03973903	-15.419102	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Mato Verde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.79325503	-15.392822	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.503684	-15.152826	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.01587198	-15.300993	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.50727204	-15.13704	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.03144003	-15.411612	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.86939797	-15.204903	Field record (Renan Matias)

Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.57177103	-15.112301	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Santo Antônio do Retiro	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.66736404	-15.093737	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.836929	-15.224935	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.09701601	-15.338652	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.01541098	-15.276285	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.56139298	-15.092813	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.09371103	-15.337419	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Montezuma	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.56387897	-15.092268	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.08559902	-15.330503	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.88595802	-15.31363	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.865979	-15.203404	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.89808202	-15.309278	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.07513296	-15.329264	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.86355	-15.200329	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Indaiabira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.17021098	-15.482859	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.85097396	-15.19164	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Indaiabira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.17639398	-15.480644	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.01820601	-15.360132	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.84526698	-15.188821	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	Indaiabira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.18823601	-15.484933	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.01450196	-15.371455	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.00941297	-15.377416	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.00188803	-15.385615	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.99728402	-15.412132	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.00026203	-15.427242	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.00447704	-15.428755	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.00628904	-15.441025	Field record (Renan Matias)

Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.828503	-15.197674	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.00085899	-15.418238	Field record (Renan Matias)
Brazil	MG	São João do Paraíso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.99929903	-15.413159	Field record (Renan Matias)
Brazil	AL	Água Branca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.94	-9.26	Noblick 2017
Brazil	AL	Arapiraca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.66	-9.75	Noblick 2017
Brazil	AL	São José da Lage	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.06	-9.01	Noblick 2017
Brazil	BA	Alagoinhas	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.43	-12.17	Noblick 2017
Brazil	BA	Cabeceiras do Paraguaçu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.08	-12.53	Noblick 2017
Brazil	BA	Cachoeira	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.95	-12.62	Noblick 2017
Brazil	BA	Caldeirão Grande	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.3	-11.02	Noblick 2017
Brazil	BA	Campo Formoso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.26	-10.43	Noblick 2017
Brazil	BA	Conde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.61	-11.95	Noblick 2017
Brazil	BA	Coração de Maria	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.83	-12.25	Noblick 2017
Brazil	BA	Entre Rios	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.08	-11.93	Noblick 2017
Brazil	BA	Entre Rios	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.05	-12.02	Noblick 2017
Brazil	BA	Conde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.05	-11.82	Noblick 2017
Brazil	BA	Feira de Santana	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.97	-12.27	Noblick 2017
Brazil	BA	Feira de Santana	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.05	-12.22	Noblick 2017
Brazil	BA	Glória	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.25	-9.33	Noblick 2017
Brazil	BA	Jauí	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.22	-12.08	Noblick 2017
Brazil	BA	Jaçu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.87	-12.72	Noblick 2017
Brazil	BA	Ihéus	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.2	-14.8	Noblick 2017
Brazil	BA	Indiabora	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.51	-11.56	Noblick 2017
Brazil	BA	Itaberaba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.48	-12.34	Noblick 2017
Brazil	BA	Itatim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.7	-12.72	Noblick 2017
Brazil	BA	Itiruçu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.15	-13.53	Noblick 2017
Brazil	BA	Itiúba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.03	-10.73	Noblick 2017

Brazil	BA	Itaçu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.27	-13.82	Noblick 2017
Brazil	BA	Jequie	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.08	-13.86	Noblick 2017
Brazil	BA	Jeremoabo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.4	-10.25	Noblick 2017
Brazil	BA	Livramento do Brumado	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.84	-13.64	Noblick 2017
Brazil	BA	Marcionílio Saouza	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.53	-13	Noblick 2017
Brazil	BA	Monte Santo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-39.32	-10.43	Noblick 2017
Brazil	BA	Morro do Chapéu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.27	-11.65	Noblick 2017
Brazil	BA	Morro do Chapéu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-41.31	-11.83	Noblick 2017
Brazil	BA	Paulo Afonso	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.22	-9.4	Noblick 2017
Brazil	BA	Rui Barbosa	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.22	-12.08	Noblick 2017
Brazil	BA	Salvador	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.5	-12.97	Noblick 2017
Brazil	BA	Salvador	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.3	-12.81	Noblick 2017
Brazil	BA	Salvador	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.51	-12.97	Noblick 2017
Brazil	BA	Saúde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.73	-11.62	Noblick 2017
Brazil	BA	Sr do Bonfim	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-40.16	-10.38	Noblick 2017
Brazil	MG	Jaíba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	43.7	-15.3	Noblick 2017
Brazil	MG	Mato Verde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-42.8	-15.4	Noblick 2017
Brazil	PE	Arcoverde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.05	-8.42	Noblick 2017
Brazil	PE	Garanhuns	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.49	-8.89	Noblick 2017
Brazil	PE	Taracatu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.13	-9.07	Noblick 2017
Brazil	SE	Aracaju	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.05	-10.89	Noblick 2017
Brazil	SE	Areia Branca	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.02	-10.76	Noblick 2017
Brazil	SE	Barra dos Coqueiros	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.04	-10.91	Noblick 2017
Brazil	SE	Estância	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.43	-11.28	Noblick 2017
Brazil	SE	Indiaroba	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.51	-11.52	Noblick 2017
Brazil	SE	Lagarto	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.65	-10.92	Noblick 2017
Brazil	SE	Neópolis	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.58	-10.32	Noblick 2017

Brazil	SE	Pirambu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.86	-10.74	Noblick 2017
Brazil	SE	Pirambu	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-36.8	-10.68	Noblick 2017
Brazil	SE	Poço Redondo	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.68	-9.81	Noblick 2017
Brazil	SE	Poço Verde	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-38.18	-10.71	Noblick 2017
Brazil	SE	São Cristovão	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.21	-11.01	Noblick 2017
Brazil	SE	São Cristovão	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.16	-10.91	Noblick 2017
Brazil	SE	Simão Dias	Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i>	-37.81	-10.74	Noblick 2017

Table S2: Matrix of correlation between environmental variables (Pearson correlation coefficient, R, with p-value < 0.05). Analyzes were conducted in R environment (R-3.5.1), using the raster, rgdal and vegan packages. In bold the variables with correlation value greater than 70%.

Layer	Bio01	Bio02	Bio03	Bio04	Bio05	Bio06	Bio07	Bio08	Bio09	Bio10	Bio11	Bio12	Bio13	Bio14	Bio15	Bio16	Bio17	Bio18	Bio19	Alt.
Bio01	1.00																			
Bio02	0.22	1.00																		
Bio03	0.47	0.59	1.00																	
Bio04	-0.57	-0.33	-0.63	1.00																
Bio05	0.89	0.62	0.57	-0.58	1.00															
Bio06	0.74	-0.46	0.16	-0.38	0.38	1.00														
Bio07	0.09	0.96	0.34	-0.15	0.51	-0.59	1.00													
Bio08	0.89	0.31	0.46	-0.39	0.82	0.57	0.19	1.00												
Bio09	0.92	-0.01	0.37	-0.59	0.74	0.85	-0.14	0.69	1.00											
Bio10	0.98	0.15	0.36	-0.44	0.85	0.76	0.04	0.89	0.9	1.00										
Bio11	0.97	0.26	0.54	-0.74	0.88	0.71	0.10	0.83	0.91	0.93	1.00									
Bio12	-0.01	-0.03	-0.23	-0.28	-0.02	-0.06	0.04	-0.16	0.06	-0.04	0.08	1.00								
Bio13	-0.05	0.28	-0.05	-0.2	0.06	-0.31	0.34	-0.11	-0.08	-0.09	0.02	0.81	1.00							
Bio14	-0.16	-0.73	-0.59	0.25	-0.46	0.29	-0.66	-0.22	-0.03	-0.10	-0.19	0.34	-0.12	1.00						
Bio15	0.18	0.72	0.53	-0.27	0.43	-0.30	0.66	0.24	0.01	0.11	0.21	-0.11	0.39	-0.84	1.00					
Bio16	-0.03	0.29	-0.04	-0.26	0.10	-0.29	0.36	-0.12	-0.04	-0.08	0.05	0.86	0.98	-0.11	0.36	1.00				
Bio17	-0.16	-0.75	-0.59	0.26	-0.46	0.30	-0.68	-0.22	-0.02	-0.09	-0.19	0.33	-0.14	1.00	-0.86	-0.13	1.00			
Bio18	-0.51	0.07	-0.36	0.41	-0.42	-0.61	0.20	-0.34	-0.62	-0.49	-0.54	0.40	0.45	0.21	-0.01	0.43	0.19	1.00		
Bio19	0.01	-0.73	-0.46	0.12	-0.29	0.47	-0.69	-0.22	0.27	0.07	-0.01	0.36	-0.05	0.77	-0.65	-0.02	0.78	-0.07	1.00	
Altitude	-0.76	0.37	0.15	0.02	-0.37	-0.77	0.40	-0.59	-0.66	-0.73	-0.55	0.04	0.31	-0.44	0.41	0.29	-0.45	0.30	-0.5	1.00

Bio01 = annual mean temperature; Bio02 = mean diurnal range (mean of monthly (max temp - min temp)); Bio03 = isothermality (Bio02/Bio07)* 100; Bio04 = temperature seasonality (standard deviation *100); Bio05 = max temperature of warmest month; Bio06 = min temperature of coldest month; Bio07 = temperature annual range (Bio05-Bio06); Bio08 = mean temperature of wettest quarter; Bio09 = mean temperature of driest quarter; Bio10 = mean temperature of warmest quarter; Bio11 = mean temperature of coldest quarter; Bio12 = annual precipitation; Bio13 = precipitation of wettest month; Bio14 = precipitation of driest month; Bio15 = precipitation seasonality (coefficient of variation); Bio16 = precipitation of wettest quarter; Bio17 = precipitation of driest quarter; Bio18 = precipitation of warmest quarter; Bio19 = precipitation of coldest; Alt. = Altitude (m).

Table S3: Bioclimatic and topographic variables obtained from the WorldClim and the AMBDATA project, respectively. Principal components (PCs) retained and their relative contribution (%) to the total variance of the data, and value (loadings) of each variable for the axes of the principal component. The first six principal components captured 76% of the environmental variability of the study area.

	Axes of the principal component																			
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17	PC18	PC19	PC20
	22.95	20.24	14.56	9.14	7.01	5.83	4.29	3.2	3.11	2.36	1.97	1.36	1.13	0.89	0.6	0.49	0.43	0.24	0.20	0.00
Bio01	-0.35	-0.08	0.07	-0.11	-0.03	0.04	0.01	0.02	0.01	0.12	0.08	-0.13	0.16	-0.45	-0.08	-0.08	0.66	0.07	0.36	0.00
Bio02	-0.13	0.34	0.01	-0.20	0.35	-0.15	0.18	-0.11	0.01	-0.03	0.03	0.06	0.01	0.00	-0.03	0.02	0.08	0.72	-0.34	0.00
Bio03	-0.24	0.16	-0.11	0.30	0.29	0.44	0.54	-0.19	-0.31	-0.17	0.13	-0.02	-0.04	0.01	0.00	0.01	-0.05	-0.21	0.09	0.00
Bio04	0.24	-0.05	-0.16	-0.46	-0.40	-0.09	0.35	-0.18	-0.43	0.21	0.14	-0.07	-0.16	-0.06	-0.08	-0.01	0.12	-0.12	-0.25	0.00
Bio05	-0.34	0.08	0.06	-0.19	0.11	-0.21	0.02	0.01	0.02	0.18	0.07	-0.17	-0.03	0.60	0.01	-0.02	0.12	-0.20	0.11	-0.54
Bio06	-0.24	-0.29	0.00	0.16	-0.18	0.15	-0.02	0.07	-0.07	0.15	0.09	-0.21	-0.05	0.51	-0.03	0.00	0.15	0.23	-0.10	0.59
Bio07	-0.07	0.34	0.05	-0.33	0.28	-0.33	0.03	-0.06	0.08	0.02	-0.02	0.05	0.02	0.04	0.04	-0.01	-0.04	-0.40	0.19	0.61
Bio08	-0.32	-0.04	-0.01	-0.31	-0.04	0.33	-0.20	-0.14	-0.20	-0.02	-0.70	0.26	-0.15	0.03	0.05	0.00	-0.03	0.01	0.00	0.00
Bio09	-0.32	-0.15	0.09	0.10	-0.07	-0.16	0.16	0.25	0.01	0.28	0.25	0.71	-0.27	-0.09	0.07	0.01	-0.11	-0.01	-0.01	0.00
Bio10	-0.33	-0.11	0.05	-0.20	-0.10	-0.01	0.02	-0.02	-0.09	0.20	0.12	-0.34	0.19	-0.23	0.02	0.08	-0.68	0.18	0.23	0.00
Bio11	-0.35	-0.06	0.11	0.04	0.08	0.03	-0.10	0.07	0.11	0.03	0.01	-0.19	0.16	-0.24	0.02	0.00	0.02	-0.37	-0.76	0.00
Bio12	0.04	0.00	0.55	0.07	0.13	-0.06	-0.11	0.05	-0.20	-0.06	-0.01	-0.17	-0.49	-0.08	-0.57	-0.06	-0.06	-0.01	0.01	0.00
Bio13	0.02	0.17	0.49	0.05	-0.28	0.05	0.02	-0.19	-0.16	-0.02	0.04	0.31	0.64	0.17	-0.22	0.05	0.01	-0.02	-0.02	0.00
Bio14	0.14	-0.33	0.16	-0.11	0.28	0.13	-0.04	-0.43	0.17	0.19	0.12	0.05	-0.06	0.00	0.05	0.68	0.08	-0.03	0.01	0.00
Bio15	-0.13	0.33	-0.01	0.07	-0.42	0.15	0.14	-0.38	0.62	0.10	0.00	-0.05	-0.27	-0.02	-0.16	-0.08	-0.05	-0.01	0.00	0.00
Bio16	0.01	0.17	0.50	0.07	-0.19	-0.02	0.00	-0.05	-0.13	-0.13	0.04	-0.15	-0.23	-0.05	0.75	0.01	0.08	0.04	0.01	0.00
Bio17	0.14	-0.33	0.15	-0.10	0.28	0.11	-0.03	-0.38	0.10	0.16	0.12	0.09	0.05	0.03	0.12	-0.72	-0.07	0.01	-0.02	0.00
Bio18	0.22	0.11	0.22	-0.38	0.09	0.55	0.19	0.55	0.25	0.15	0.06	-0.03	0.04	0.06	0.01	0.00	-0.01	-0.01	0.00	0.00
Bio19	0.05	-0.34	0.19	0.10	0.01	-0.31	0.63	0.08	0.21	-0.02	-0.52	-0.10	0.11	-0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00
Alt.	0.18	0.30	-0.02	0.36	0.12	0.01	-0.06	0.01	-0.17	0.79	-0.26	-0.09	0.04	-0.07	0.05	-0.01	0.02	0.00	0.00	0.00

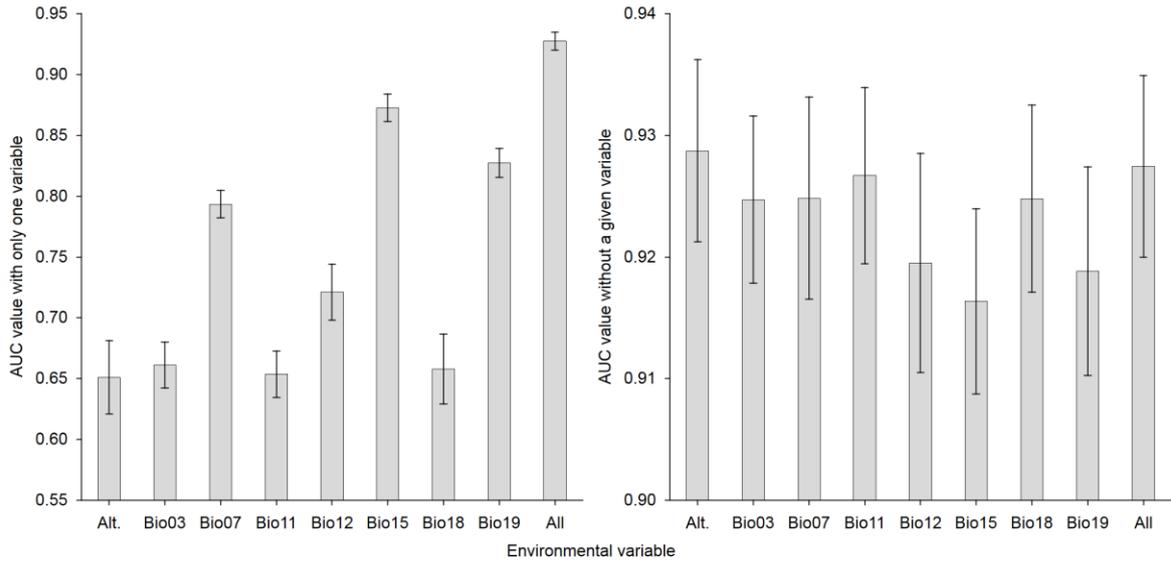


Figure S1: Contribution of the predictor variable to the value of AUC (area under the curve) ROC (receiver operating characteristics). The values correspond to the mean and \pm standard deviation.

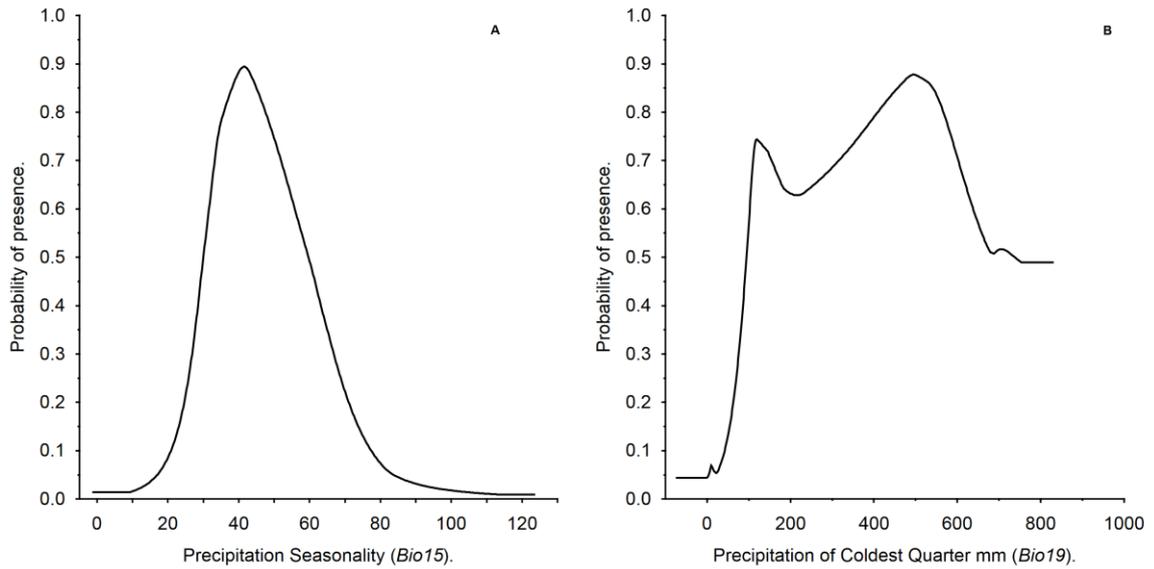


Figure S2: Response curve of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. - Areaceae to the predictor variable of seasonality of precipitation (A) and precipitation of the colder quarter (B).

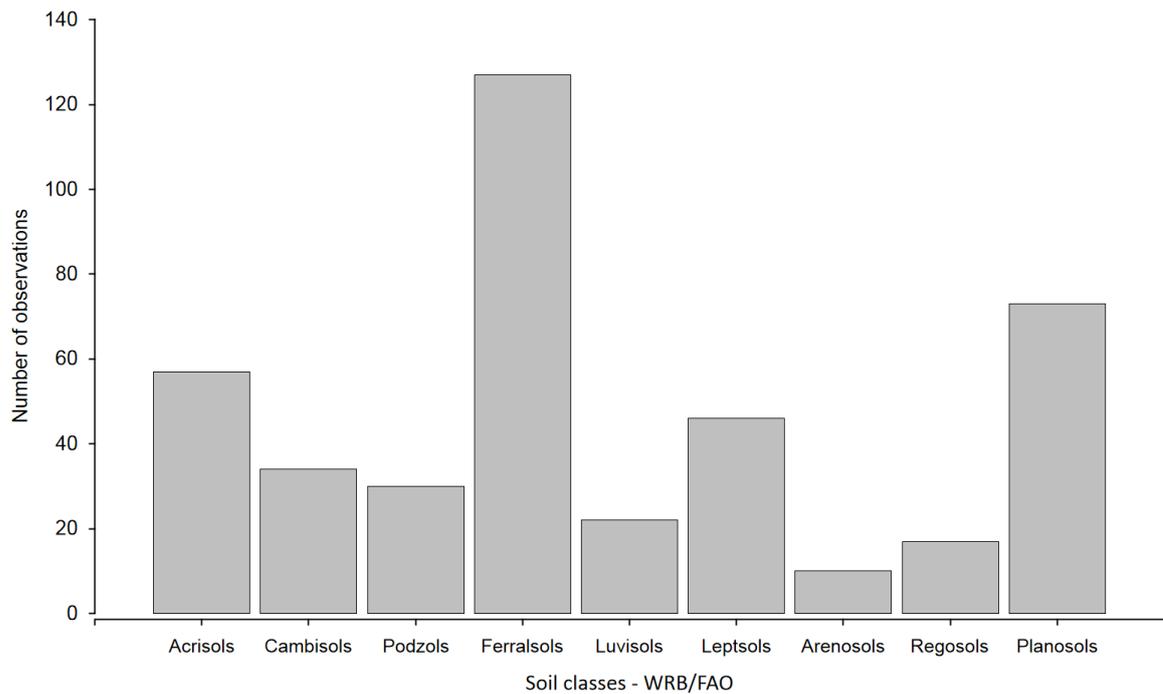


Figure S3: Records of occurrence of *Syagrus coronata* along the different soil classes. World reference base for soil resources 2014 (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015).

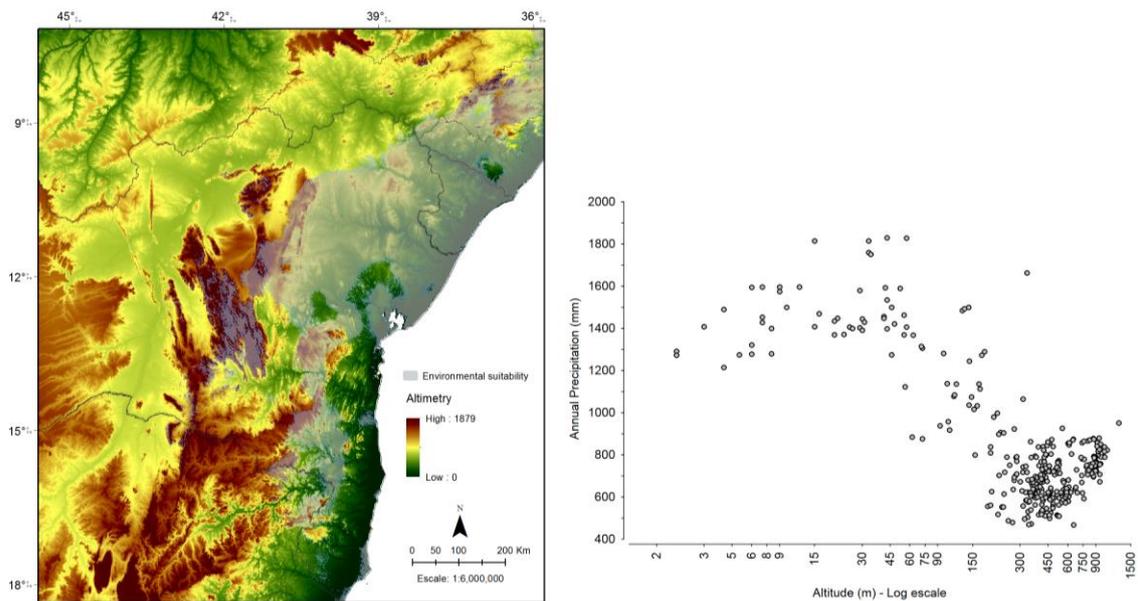


Figure S4: Area of environmental suitability predicted by MaxEnt algorithm (shaded layer) overlapping the topographic layer of altitude (m) and distribution of occurrence records of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae along the latitudinal

Capítulo II: Predizendo a influência de fatores ambientais e antrópicos na estrutura populacional e regeneração natural de *Sygrus coronata* (Arecaceae)

Palavras-chave: Perturbações antrópicas; licuri; manejo de produto florestal não madeireiro, Caatinga, floresta tropical sazonalmente seca.



Primer planos Licuri (Cocos coronata Mart.)
No fondo: Ariri (Cocos vagans Bondar)

Foto Bondar.

Resumo

Produtos Florestais não Madeireiros (PFNM) são importantes recursos para comunidades rurais e povos indígenas nas regiões de floresta tropical e subtropical. Perturbações antrópicas podem afetar a estrutura populacional de espécies de PFNMs. Modelos lineares generalizados foram utilizados para testar a influência de fatores ambientais e antrópicos na regeneração natural e densidade de estágios ontogenéticos em populações de *Syagrus coronata* (licuri), uma palmeira endêmica e de grande importância ecológica, cultural e socioeconômica para as regiões semiáridas do nordeste do Brasil. Resultados revelam que os tipos de uso da terra e a intensidade da perturbação antrópica afetaram a demografia de *S. coronata*. A distribuição em classes de tamanho da maioria das populações não se ajustou a curva teórica de J-reverso, indicando falhas na regeneração natural e no recrutamento nas classes de tamanho subsequentes. Populações com baixo ajuste a curva de J-reverso e simetria negativa estavam associadas a alto índice de perturbação por gado e/ou produção agrícola. Os atuais níveis de extrativismo das folhas e frutos de *S. coronata* não estavam associados à regeneração natural e à densidade de indivíduos reprodutivos, indicando baixa pressão sobre os parâmetros demográficos analisados. A densidade de regenerantes foi positivamente associada à densidade de indivíduos reprodutivos. Populações submetidas a eventos crônicos de perturbação antrópica, pobre regeneração natural e com lacunas no recrutamento entre as diferentes classes de tamanho apresentam maior probabilidade de extinção em escala local. Devido aos impactos causados pelo gado e a produção agrícola, a adoção de práticas agrícolas mais sustentáveis, e com menor pressão sobre os ambientes de caatinga é necessária para assegurar a conservação da palmeira *S. coronata* nesses ambientes.

Palavras-chave: Perturbações antrópicas; licuri; manejo de produto florestal não madeireiro, Caatinga, floresta tropical sazonalmente seca.

Abstract

Non-timber forest products (NTFP) are an important resource for rural communities and indigenous peoples in tropical and subtropical forest regions. Anthropogenic factors can affect population structure of NTFP species. Generalized linear models were used to test the association of environmental and anthropic factors on the natural regeneration and density of ontogenetic stages in populations of *Syagrus coronata* (licuri), a palm tree of great ecological, cultural and socio-economic importance for the semiarid regions of northeastern Brazil. Results indicate that land use and intensity of anthropogenic disturbance affected *S. coronata* demography. Most population size class distributions significantly not fitted to the reverse J-shaped curve, indicating failures in natural regeneration and recruitment into subsequent size classes. Populations with low fit to the reverse J-shaped curve were generally subjected to intense cattle ranching and/or agriculture. Current leaf or fruit harvesting levels were not associated to the natural regeneration and density of reproductive individuals, indicating low pressure on the analyzed demographic parameters. The density of regenerants was positively associated with the density reproductive individuals. Populations subjected to chronic anthropogenic disturbance, poor natural regeneration and with recruitment bottlenecks between different size classes are more likely to become extinct on a local scale. Due to impacts caused by cattle ranching and agricultural land use, the adoption of farm practices with lower pressure on the *caatinga* environments becomes fundamentally necessary for the conservation of the *S. coronata* palm tree

Keywords: Anthropic disturbances; licuri; management of non-timber forest products, Caatinga biome, seasonally dry tropical forest.

1. Introdução

Produtos Florestais não Madeiros (PFNMs) são importantes para a segurança alimentar, garantia dos meios de subsistência e geração de renda das comunidades rurais e povos indígenas nas regiões tropicais e subtropicais (Schumann *et al.* 2011, Campos *et al.* 2015, Shackleton *et al.* 2018). Além de sua contribuição cultural e socioeconômica, a utilização dos PFMNs tem sido promovida como uma das formas possíveis de incentivar o uso sustentável e a conservação da biodiversidade (Myers 1988, Neumann & Hirsch 2000, Belcher *et al.* 2005, Marshall *et al.* 2006). No entanto, o acelerado processo de mudanças no uso da terra, juntamente com a sobre-exploração dos recursos naturais, têm causado graves distúrbios ecológicos, representando um risco à persistência de muitas populações de PFMNs (Peres *et al.* 2003, Jurisch *et al.* 2012, Isaza *et al.* 2017), principalmente aquelas com distribuição espacial restrita e baixa densidade populacional (Benchimol *et al.* 2017), e à qualidade dos serviços ecossistêmicos (Witkowski & Lamont 1996, Ramakrishnappa 2002).

A exploração contínua e desordenada dos recursos naturais pode afetar os padrões de estrutura e dinâmica populacional (Ticktin 2004, Belcher *et al.* 2005, Peres 2010). Complementar aos impactos do extrativismo, as populações de PFMNs frequentemente estão sujeitas a múltiplas fontes de perturbação, como agricultura, pecuária, fogo, mineração, espécies invasoras, entre outras (Mandle & Ticktin 2012, Ticktin *et al.* 2012, Giroldo & Scariot 2015). Essas perturbações podem interagir sinergicamente, aumentando os riscos de declínio populacional e/ou extinção em escala local. Além dos impactos causados pelas perturbações antrópicas, variações nas condições ambientais locais, como disponibilidades de recursos capazes de estimular a produção de estruturas vegetativas e reprodutivas após eventos de exploração ou mudanças no regime de precipitação, podem mediar o comportamento demográfico das espécies de PFMNs (Gaoue & Ticktin 2010, Gaoue *et al.* 2013). Portanto, negligenciar os impactos causados por múltiplas fontes de perturbação, bem como as condições ambientais locais, pode levar a recomendações de manejo inapropriadas à conservação das espécies-alvo e à sustentabilidade extrativista (Mandle *et al.* 2015, Varghese *et al.* 2015).

O padrão de estrutura populacional observado em populações de plantas representa o resultado das ações de fatores bióticos e abióticos sobre as taxas vitais de crescimento, mortalidade e fecundidade experimentados pelos indivíduos no passado (Hutchings 1997). Parâmetros de estrutura populacional, retratados pela distribuição de frequência dos

indivíduos entre as classes de tamanho e/ou estágios ontogenéticos, têm sido frequentemente utilizados para avaliar o potencial de regeneração natural de populações submetidas a diferentes tipos de perturbação antrópicas e condições ambientais (Groenendijk *et al.* 2012, Lima *et al.* 2013, Girollo & Scariot 2015). No entanto, dados de estrutura populacional são estáticos e formados por taxas vitais realizadas (Wright *et al.* 2003), incapazes de retratar a variação temporal dos parâmetros demográficos e identificar quais os fatores responsáveis por essa variação. Além disso, os parâmetros de estrutura populacional podem ser completamente modificados devido à ocorrência de eventos estocásticos (Harrison 2001, Gamba-Trimíño *et al.* 2011), dificultando a avaliação do perfil demográfico das populações alvo de estudo. Embora existam críticas à utilização desses parâmetros como indicadores de tendências futuras (Condit *et al.* 1998, Virillo *et al.* 2011), análises da distribuição de classes de tamanho e/ou estágios ontogenéticos de múltiplas populações submetidas a distintas pressões antrópicas e condições ambientais podem ajudar a identificar padrões gerais de distribuição espacial, abundância e densidade de indivíduos de espécies em escala de paisagem (Peres *et al.* 2003, Sá *et al.* 2018), fornecendo estimativas para avaliação inicial do estado de conservação das populações (Peters 1994, Souza 2007, de Souza *et al.* 2010).

As palmeiras estão entre espécies com maior utilidade para as populações humanas (Kahn 1991, Brokamp *et al.* 2011, Macía *et al.* 2011), fornecendo uma ampla variedade de PFNMs (Shanley & Medina 2005, Johnson 2010, Coradin *et al.* 2018). Nas regiões semiáridas do nordeste do Brasil, o extrativismo de frutos (polpa e semente) e folhas da palmeira *Syagrus coronata* destaca-se pela importância na segurança alimentar, meios de subsistência e geração de renda das comunidades rurais e povos indígenas (Crepaldi *et al.* 2004, Rufino *et al.* 2008, Aroucha & Aroucha 2013, Andrade *et al.* 2015, Campos *et al.* 2018). O aproveitamento comercial das folhas e frutos de *S. coronata* tem sido realizado desde o início do século XX (Bondar 1940), tornando-se ainda mais intenso ao final da década de 1980 em função do aumento na demanda por óleos vegetais para a fabricação de saponáceos (Noblick 1986) e a manufatura de produtos artesanais (Crepaldi *et al.* 2004, Noblick 2017). Estimativas oficiais demonstram que entre 2004 e 2016 foram comercializadas, somente no estado da Bahia, aproximadamente 57 mil toneladas de frutos (semente) de licuri, no valor de 52 milhões de reais (IBGE 2017).

O aumento da pressão extrativista, juntamente com a adoção de práticas de manejo não sustentáveis e a recorrente intervenção antrópica sobre os ecossistemas de caatinga,

estão entre as principais ameaças à conservação das populações de *S. coronata* (Neto & Camandaroba 2008). Embora alguns estudos tenham avaliado o estado de conservação das populações de *S. coronata* (Neto & Camandaroba 2008, Silva 2010, Campos 2017), e observado a presença de múltiplas fontes de perturbação, como pastoreio, abertura da vegetação para a formação de campos agrícolas, incidência de fogo e uso madeireiro para fins de subsistência, nenhum deles estimou a importância relativa desses distúrbios nos parâmetros de estrutura populacional. Compreender como as espécies de PFNMs respondem aos impactos das perturbações antrópicas e ao gradiente de condições ambientais locais é fundamental para a elaboração estratégias de conservação e uso sustentável da biodiversidade (Mandle & Ticktin 2012, Giroldo & Scariot 2015, Sá *et al.* 2018). Dessa forma, os objetivos do presente estudo foram avaliar o estado de conservação e a influência de fatores ambientais e antrópicos na regeneração natural e estrutura populacional de *S. coronata*. Nesse sentido, buscou-se responder as seguintes questões: i) Populações de *S. coronata* sujeitas a diferentes tipos de uso da terra e exploração dos recursos naturais apresentam distintos padrões de regeneração natural e estrutura populacional?; e ii) Quais fatores ambientais e antrópicos estão mais associados à regeneração natural potencial e à densidade dos estágios ontogenéticos em populações de *S. corona*?. Muitas espécies de palmeiras são capazes de suportar eventos de remoção de folhas em baixa intensidade sem que haja prejuízos à performance reprodutiva dos indivíduos e às taxas vitais da população (Martínez-Ramos *et al.* 2009, Martinez-Camilo *et al.* 2011, Martínez-Ballesté & Martorell 2015). Além disso, em espécies de vida longa, a coleta de frutos tende a ter baixo impacto na persistência das populações de plantas, que é determinada principalmente pela sobrevivência dos indivíduos reprodutivos (Bernal 1998, Franco & Silvertown 2004, Lima *et al.* 2013). Dessa forma, neste estudo testou-se a hipótese de que perturbações causadas pelo pastoreio e a remoção da vegetação nativa para a produção de culturas agrícolas têm maior impacto na regeneração natural e densidade de indivíduos reprodutivos do que os efeitos causados pelo extrativismo de folhas e frutos.

2. Material e Métodos

2.1. Espécie e Áreas de Estudo

Syagrus coronata (Martius) Beccari (Figura 1A-H), conhecida como licuri ou ouricuri, é uma palmeira monoica, de porte arborescente, com até 12 m de altura (Henderson *et al.* 1995, Lorenzi *et al.* 2010, Noblick 2017). Palmeira bem adaptada às condições de clima semiárido, com distribuição pelas regiões de Caatinga e da Mata Atlântica Setentrional (Figura 2). Possui inflorescência de coloração amarelo-claro, com flores unissexuais e arranjadas em forma de tríade (Rocha 2009, Noblick 2017); frutos do tipo drupa, com exocarpo de coloração amarelo-claro ao alaranjado quando maduro (Rocha 2009, Santos-Moura *et al.* 2016, Noblick 2017), mesocarpo fibroso-mucilaginoso, de sabor adocicado e comestível (Crepaldi *et al.* 2001, Santos-Moura *et al.* 2016) e endocarpo lignificado, que reveste o endosperma de coloração branco-amarelada e propriedades oleaginosas (Crepaldi *et al.* 2001, Santos-Moura *et al.* 2016). A espécie exibe baixa taxa de germinação, devido, principalmente, à dormência física das sementes (Carvalho *et al.* 2005, Medeiros *et al.* 2015a). Apesar de não formar banco de sementes permanente (Lima & Scariot, dados não publicados), a produção de frutos ao longo de todo o ano permite o depósito contínuo de sementes no solo (Lima & Scariot, dados não publicados). As sementes mantêm a viabilidade por até 180 dias quando armazenadas em sacos permeáveis e condições de temperatura (25° C) e umidade (umidade relativa: 53-72%) ambiente (Rodrigues *et al.* 2006). *S. coronata* é de grande potencial alimentício, econômico e forrageiro. O extrativismo de suas folhas, frutos e sementes é importante fonte de renda e subsistência às comunidades rurais e povos indígenas das regiões semiáridas do nordeste do Brasil. As folhas são utilizadas como cobertura de construções, forragem, combustível, peças artesanais e utensílios domésticos (Crepaldi *et al.* 2004, Andrade *et al.* 2015, Campos *et al.* 2018). A polpa e semente são consumidas *in natura* e utilizadas na fabricação de doces e bebidas (Rufino *et al.* 2008, Aroucha & Aroucha 2013). O óleo das sementes é usado na culinária e na fabricação de cosméticos e saponáceos (Noblick 1986, Crepaldi *et al.* 2001). Além dos benefícios culturais e socioeconômicos, a espécie desempenha um importante papel aos ecossistemas de *caatinga*, com inúmeras espécies utilizando a palmeira como fonte de alimento, abrigo e proteção (Yamashita 1987, Brandt & Machado 1990, Rocha 2009, Lima *et al.* 2014, Castro *et al.* 2016, Noblick 2017).



Figura 1: Imagens da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae. **A-C)** Populações de *S. coronata* em áreas de caatingas; **B)** Infrutescências; **D)** Inflorescência; **E)** Pirênios (endocarpo); **F)** Corte transversal dos pirênios de *S. coronata* pela arara-azul-de-lear para o consumo do endocarpo; **G)** extrativistas de *S. coronata*; e **H)** infrutescências e frutos de *S. coronata*.

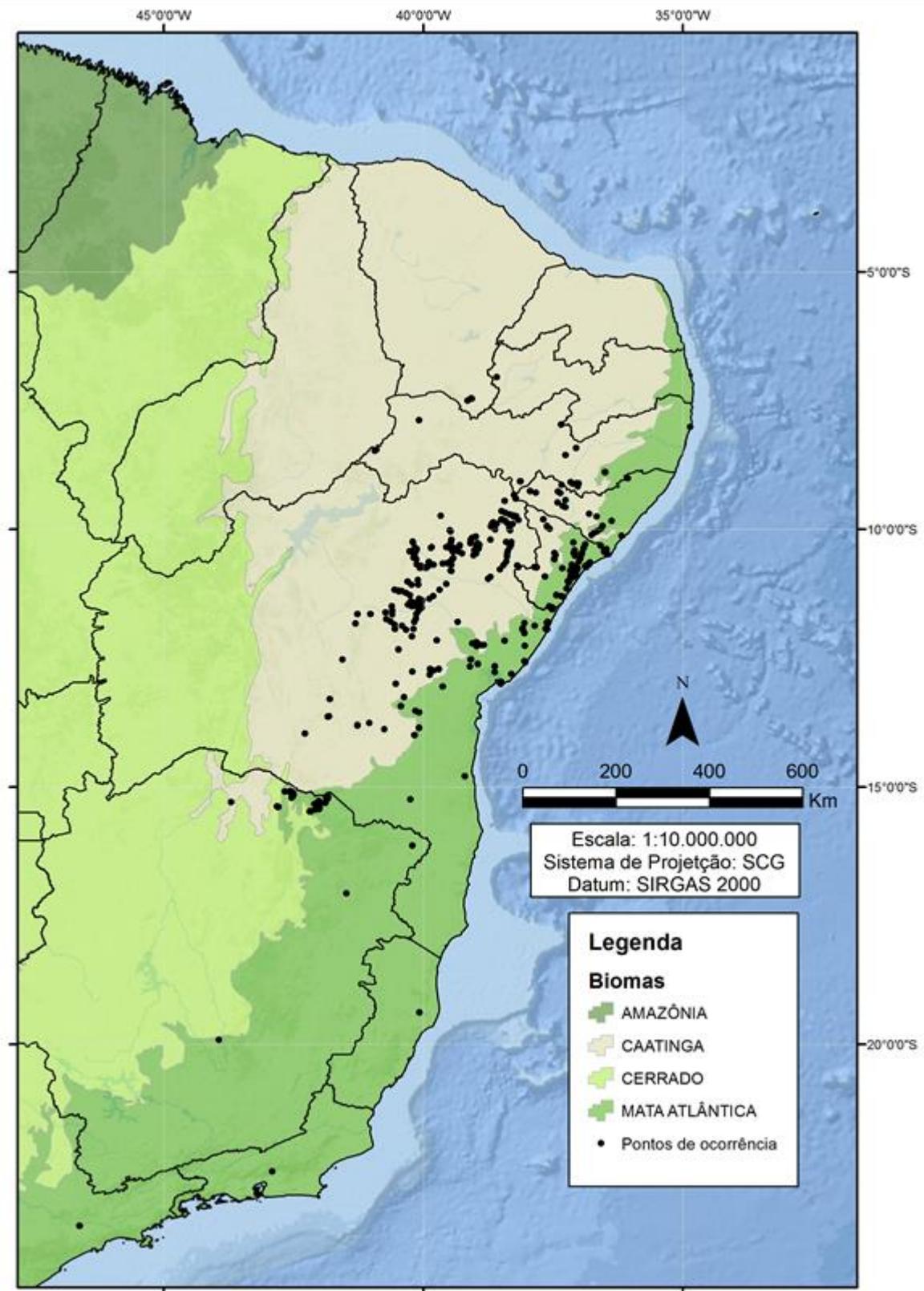


Figura 2: Mapa com a localização dos registros de ocorrência e a distribuição da palmeira *Syagrus coronata*.

O estudo foi realizado em áreas de caatinga, entre o sul de Pernambuco e a região Centro Norte do estado da Bahia (Figura 3 e 4). Para seleção das áreas de estudo foram considerados: i) a localização dos principais centros de comercialização e organizações socioprodutivas envolvidas com o extrativismo e a cadeia produtiva do licuri; ii) a presença de UCs e de remanescentes de caatingas em bom estado de conservação; iii) a localização dos sítios de alimentação (licurizeiros) utilizados pela arara-azul-de-lear (*Anodorhynchus leari*); e iv) interesse e capacidade de envolvimento dos atores locais durante o delineamento do estudo e a coleta de dados.

O município de Águas Belas (09°06'S e 037°07'W) está localizado na Microrregião Vale do Ipanema, sul do estado de Pernambuco, distando 312 km da capital Recife (CONDEPE/FIDEN 2016). O município, de 885 km², inserido na unidade geomorfológica do Planalto da Borborema e na bacia hidrográfica do Rio Ipanema, tem como principais afluentes os rios Cordeiro e Dois Riachos, ambos intermitentes (CPRM 2005). Os principais tipos de solos são da classe Bruno não cálcico; Litólicos; Regossolos; e Planossolos (Silva *et al.* 2001). O clima varia ao longo da porção norte-sul do município (CPRM 2005, Alvares *et al.* 2013). De acordo com a classificação de Köppen, na porção norte o clima é semiárido quente de baixa latitude e altitude (*BSh*) e na parte sul tropical com inverso chuvoso (*As*), com temperatura média anual de 23,6° C e precipitação média anual de 621 mm (Alvares *et al.* 2013, APAC/PE 2017). As formações vegetais predominantes são as *florestas subcaducifólias* e *caducifólias*, características das regiões de agreste, uma estreita faixa de vegetação que se estende entre os limites da Serra do Mar e do Sertão Semiárido (Prado 2003).

A Ecorregião Raso da Catarina (08°45'S a 10°50'S e 37°59'W a 39°01'W), localizada no centro-leste do bioma Caatinga, à margem direita do Rio São Francisco, ocupa área de 30.800 quilômetros quadrados (km²), entre os estados da Bahia e Pernambuco (Velloso *et al.* 2002, MMA 2007). A região é de extrema importância ecológica para a conservação do bioma Caatinga, devido à presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção e de remanescentes de *caatinga arbórea* e *caatinga arbustivo-arbórea* em bom estado de conservação (Velloso *et al.* 2002, Giuliatti *et al.* 2004, MMA 2007). Predominam os solos Neossolo quartzarênico de caráter álico ou distrófico, ácidos, profundos, excessivamente drenados, pouco férteis e de baixa capacidade de troca catiônica; e os Latossolos, que são profundos, bem drenados, ácidos e de baixa fertilidade (Velloso *et al.* 2002). O relevo, em geral, é plano, entre 350 a 700 metros, recortado pelos

cânions de arenito e entalhes hidrográficos dos rios Macururé e Vaza-Barris (Velloso *et al.* 2002). O clima, segundo classificação de Köppen, é semiárido quente de baixa latitude e altitude (*BSh*), com temperatura média anual variando entre 21 °C a 27 °C e a precipitação média anual entre 400 a 850 milímetros (mm) (Alvares *et al.* 2013). Os eventos de chuva, que normalmente ocorrem entre os meses de dezembro a julho na parte sul, e de janeiro a abril na parte norte, são escassos e distribuídos irregularmente ao longo do tempo e espaço (Alvares *et al.* 2013). A vegetação é um mosaico de fitofisionomias de caatingas sobre areia e relevo plano (tabuleiros), com destaque para as formações de *caatinga arbustiva*, *arbustivo-arbórea* e *arbórea*, além de algumas zonas de transição entre as formações de caatinga, cerrado e floresta estacional decidual sobre afloramentos rochosos (Giulietti *et al.* 2004, Da Costa *et al.* 2015)

O Território da Identidade (TI) Bacia do Jacuípe (11°08'S a 12°31'S e 39°12'W a 40°19'W) no Centro Norte Baiano, no semiárido da Bahia, tem 10.726 km² (SEI/BA 2016). Os tipos climáticos, são o semiárido quente de baixa latitude e altitude (*BSh*) e o tropical com inverso chuvoso (*As*), com temperatura média variando entre de 21 °C e 25 °C e precipitação anual entre 450 e 850 mm (Alvares *et al.* 2013). A maior parte do Território está na bacia hidrográfica do Rio Paraguaçu, tendo como principais afluentes os rios Jacuípe, Congonhas, Paulista e Tocó. No Território predominam os solos argissolos; latossolos; luvisolos; neossolos; e planossolos (SEI/BA 2014). O Território está totalmente inserido nos limites fitogeográficos do bioma Caatinga, sendo a vegetação formada basicamente por remanescentes de *caatinga arbórea*, *arbóreo-arbustiva*, *arbustiva* e *florestas estacionais deciduais* e *semideciduais*, em elevado grau de perturbação antrópica devido à conversão em pastagens e culturas agrícolas anuais e perenes (SEI/BA 2016).

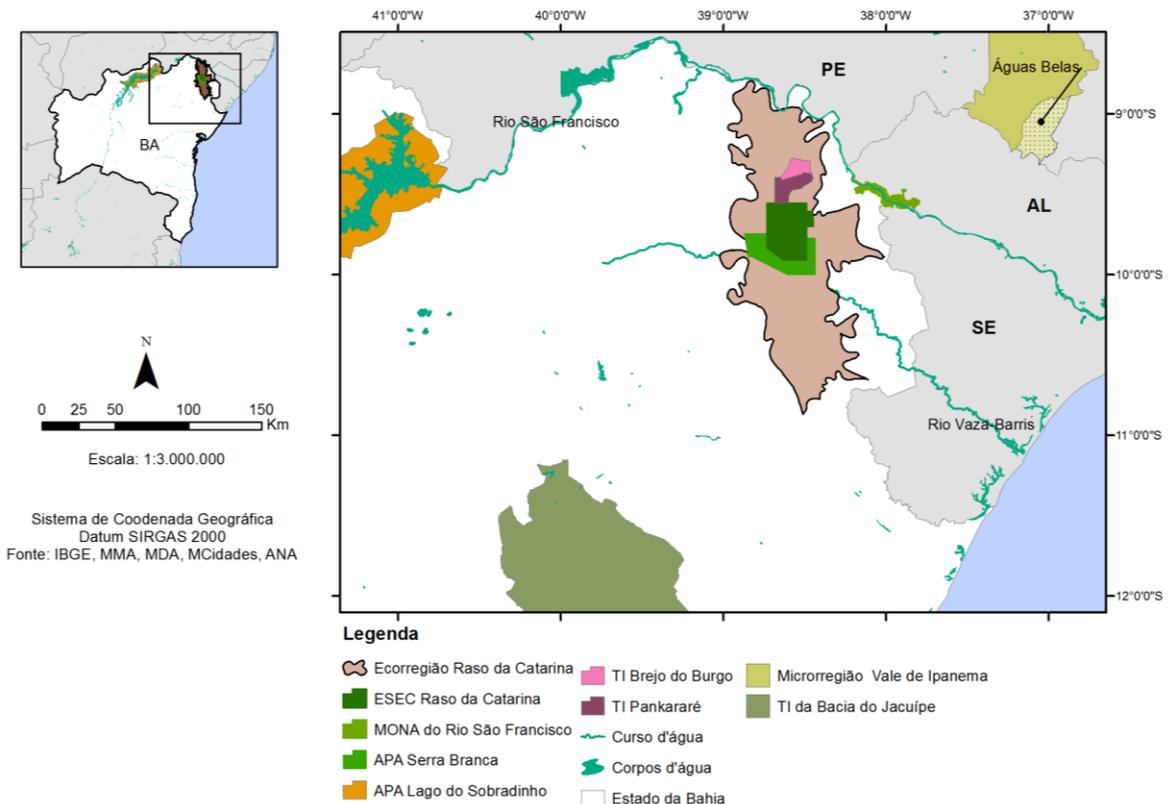


Figura 3: Mapa das áreas de estudo com a localização da Microrregião Vale do Ipanema, Ecorrerião do Raso da Catarina, e o TC/TI Sertão do São Francisco e do Sisal, TI Bacia do Jacuípe e os municípios em que há associações produtivas envolvidas com o extrativismo das folhas e/ou frutos de *Syagrus coronata*.

2.2. Caracterização dos parâmetros de estrutura populacional

Entre fevereiro de 2017 a agosto de 2018, foram amostradas 43 populações de *S. coronata* ocorrendo em diferentes condições ambientais, uso e ocupação da terra e manejo da área (Tabela 1, Figura 4). A distância entre as populações variou de 0,2 a 570 km. Populações próximas e sob as mesmas condições ambientais foram consideradas unidades distintas de amostragem quando os usos da terra e/ou o extrativismo das folhas e/ou frutos do licuri eram diferentes. Esta pesquisa foi autorizada pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBio (autorização 57970-1).

Para a coleta de dados de estrutura populacional foram instaladas parcelas com tamanho, quantidade e disposição de acordo com o tipo de cobertura e uso da terra, e o adensamento e a distribuição espacial dos indivíduos nas áreas amostradas, resultando em um esforço amostral de 0,18 a 1,5 hectares por população. Em geral, em áreas de vegetação nativa, caracterizadas pela cobertura de *caatinga arbóreo-arbustiva*, *caatinga arbustivo-arbórea*, *caatinga arbórea* ou *floresta estacional*, foram amostradas áreas de

0,18 a 0,37 ha, em parcelas de 30x15 m, e uma sub-parcela de 7x7 m para amostragem dos regenerantes. Em pastagens e plantios de culturas agrícolas foram amostradas áreas de 0,5 a 1,5 ha, em parcelas de 50x50m, e sub-parcela de 5x50 m para amostragem da regeneração.

As parcelas foram demarcadas com fita métrica (50 m) e bússola analógica, sendo a opção por parcelas permanente adotada apenas para as populações selecionadas para realização de posterior estudo de dinâmica populacional (Tabela 1). Nessas áreas, as parcelas foram demarcadas com estacas de aço galvanizadas (balancins), numeradas com placa de alumínio e georreferenciadas com auxílio de aparelho GPS (*GPSMAP GARMIN 62 csx*).

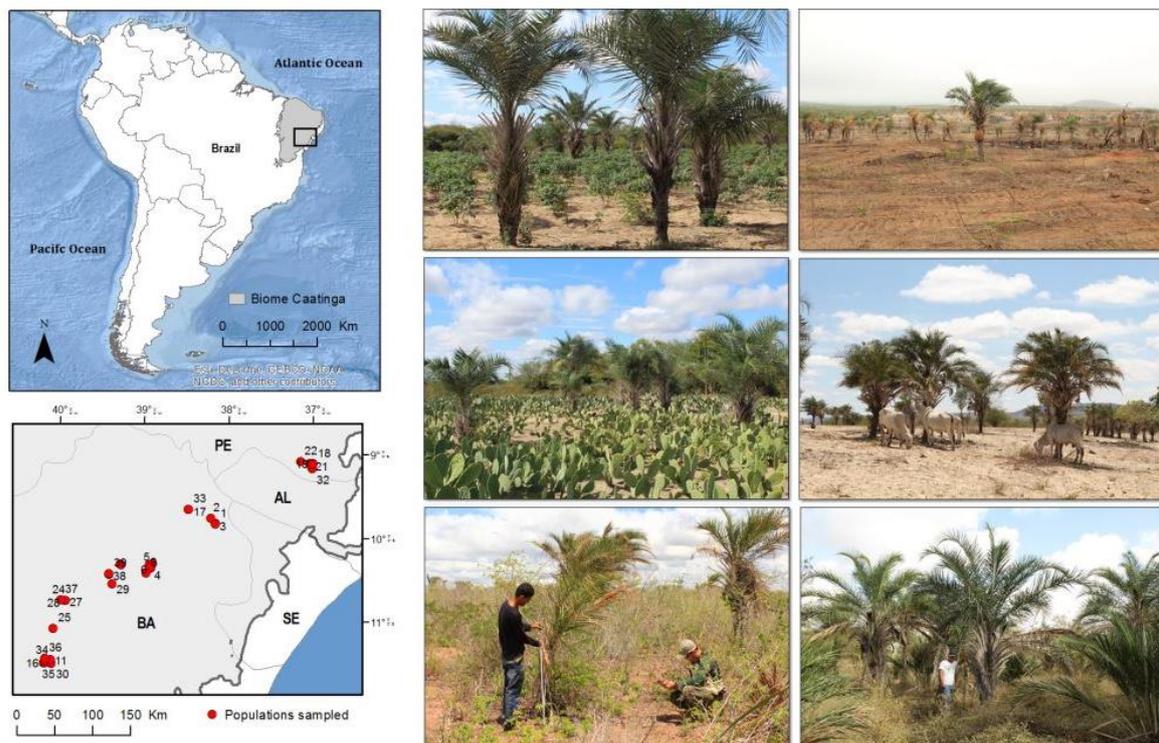


Figura 4: Localização geográfica das 43 populações de *Syagrus coronata* (licuri) em de áreas de caatinga com diferentes usos e cobertura da terra e manejo dos recursos naturais. Nas fotos são apresentadas populações de *Syagrus coronata* consorciadas com o plantio de culturas agrícolas; pastagem nativa; e em áreas de vegetação nativa.

Tabela 1: Localização, uso e cobertura da terra e extrativismo de PFM de 43 populações de *Syagrus coronata* (licuri) amostradas em áreas de caatinga. Uso e cobertura da terra: **Pastagem nativa** - área de vegetação nativa utilizada para a pecuária extensiva de rebanho doméstico; **Produção agrícola** - produção agrícola familiar; **Sistema agropastoril** - criação de rebanho doméstico e produção agrícola familiar; **Pastagem intensiva** - área com alta pressão de pastejo, elevada perda de cobertura da vegetal, cultivada ou não com gramíneas exóticas, principalmente dos gêneros *Cenchrus*, *Urochloa* e *Andropogon*, e período de repouso insuficiente para permitir a regeneração da vegetação nativa; **Cultura perene**: cultivo de espécies perene; **Vegetação nativa**: área dominada por fitofisionomias de caatinga.

Pop	Município/Estado	Latitude S	Longitude W	Uso e cobertura da terra	Extrativismo
1	Santa Brígida/BA	09°49'32.2"	038°09'53.3"	Sistema agropastoril: criação de caprinos e bovinos e produção agrícola familiar.	Folhas
2	Santa Brígida/BA	09°45'35.3"	038°13'21.9"	Sistema agropastoril: criação de caprinos e bovinos e produção agrícola familiar	Folhas
3	Santa Brígida/BA	09°49'22.5"	038°10'10.4"	Cultura perene: consórcio de licuri com o plantio de palma forrageira – <i>Opuntia</i> ssp	Folhas
4	Euclides da Cunha/BA	10°21'50.3"	038°56'50.8"	Sistema agropastoril: criação de caprinos e bovinos e produção agrícola familiar	Folhas
5	Euclides da Cunha/BA	10°21'01.6"	038°56'41.3"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbustivo-arbórea</i> destinada à criação de ovinos.	Folhas
6	Euclides da Cunha/BA	10°18'29.4"	038°55'19.7"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbustiva</i> destinada à criação de equinos	-
7	Serrolândia/BA	11°29'46.1"	040°12'39.7"	Pastagem nativa: licuri consorciado com o plantio de espécies lenhosas nativas e exóticas e a criação de bovinos.	Frutos
8	Serrolândia/BA	11°29'45.4"	040°12'43.5"	Produção agrícola: produção agrícola familiar.	Frutos
9	Euclides da Cunha/BA	10°25'03.2"	038°59'36.3"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbustivo-arbórea em afloramento rochoso</i> destinada à criação de bovinos e ovinos	-
10	Euclides da Cunha/BA	10°21'01.8"	038°56'39.1"	Cultura perene: consórcio de licuri com o plantio de palma forrageira, <i>Opuntia</i> ssp	Folhas
11	Quixabeira/BA	11°26'52.0"	040°07'34.2"	Cultura perene: consórcio de licuri com o plantio de palma forrageira, <i>Opuntia</i> ssp	Frutos
12	Euclides da Cunha/BA	10°18'07.0"	038°55'05.3"	Pastagem intensiva: alta pressão de pastejo por bovinos e equinos.	Folhas
13	Euclides da Cunha/BA	10°19'09.5"	038°57'19.4"	Sistema agropastoril: criação de caprinos e bovinos e produção agrícola familiar.	Folhas
14	Monte Santo/BA	10°18'41.6"	039°17'39.0"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbustivo-arbórea</i> destinada à criação de caprinos e ovinos e agricultura de pequena escala	Frutos
15	Monte Santo/BA	10°18'46.1"	039°17'29.3"	Sistema agropastoril: criação de caprinos e bovinos e produção agrícola familiar.	Frutos
16	Serrolândia/BA	11°29'26.2"	040°12'22.8"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbórea</i> destinada à criação de caprinos, ovinos e bovinos.	Frutos
17	Paulo Afonso/BA	09°39'05.0"	038°29'07.4"	Vegetação nativa: área de <i>caatinga arbustiva</i> em unidade de conservação de proteção integral	-
18	Águas Belas/PE	09°06'48.7"	037°00'23.7"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbórea sobre brejo de altitude</i> destinada à criação de caprinos e ovinos e agricultura de pequena escala	Folhas

Pop	Município/Estado	Latitude	Longitude	Uso e cobertura da terra	Extrativismo
19	Águas Belas/PE	09°06'27.3"	037°00'23.5"	Sistema agropastoril criação de caprinos e produção agrícola familiar	Folhas
20	Águas Belas/PE	09°04'58.7"	037°09'08.4"	Vegetação nativa: área de <i>caatinga arbórea em brejo de altitude</i> .	Folhas
21	Águas Belas/PE	09°07'07.1"	037°02'13.2"	Sistema agropastoril: criação de caprinos e bovinos e produção agrícola familiar.	Folhas
22	Euclides da Cunha/BA	10°21'20.7"	038°56'16.3"	Produção agrícola: produção agrícola familiar	Folhas
23	Euclides da Cunha/BA	10°21'03.6"	038°56'24.4"	Sistema agropastoril: criação de caprinos e bovinos e produção agrícola familiar.	Folhas
24	Itiúba/BA	10°44'40.2"	039°57'11.5"	Produção agrícola: produção agrícola familiar.	Frutos
25	Caldeirão Grande/BA	11°04'52.4"	040°05'35.0"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbustivo-arbórea</i> destinada à criação de bovinos.	-
26	Serrolândia/BA	11°28'03.3"	040°17'47.7"	Vegetação nativa: área de <i>caatinga arbórea</i> .	-
27	Itiúba/BA	10°44'35.3"	039°57'14.3"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbóreo-arbustiva</i> destinada à criação de bovinos e ovinos	Frutos
28	Itiúba/BA	10°44'38.7"	039°57'15.4"	Pastagem intensiva: alta pressão de pastejo por caprinos, ovinos e equinos.	Frutos
29	Monte Santo/BA	10°32'28.8"	039°23'46.9"	Pastagem intensiva: alta pressão de pastejo por caprinos, bovinos e ovinos.	Frutos
30	Quixabeira/BA	11°29'46.1"	040°07'01.0"	Pastagem intensiva: alta pressão de pastejo por caprinos e bovinos	Folhas
31	Águas Belas/PE	09°06'22.4"	037°02'56.9"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbórea em brejo de altitude</i>	Folhas
32	Águas Belas/PE	09°10'06.0"	037°01'06.5"	Vegetação nativa: área de <i>caatinga arbórea em brejo de altitude</i> .	Folhas
33	Paulo Afonso/BA	09°39'03.6"	038°29'07.4"	Vegetação nativa: área de <i>caatinga arbustivo-arbórea</i> em unidade de conservação de proteção integral. Leve pressão de pastoreio.	-
34	Quixabeira/BA	11°27'55.2"	040°11'41.7"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbóreo-arbustiva</i> destinada à criação de bovinos, caprinos e ovinos.	Frutos
35	Quixabeira/BA	11°29'11.0"	040°11'46.3"	Pastagem intensiva: alta pressão de pastejo por bovinos, ovinos e equinos	Frutos
36	Quixabeira/BA	11°26'15.4"	040°11'53.3"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbórea</i> destinada à criação de bovinos.	Frutos
37	Itiúba/BA	10°44'06.7"	040°00'15.7"	Produção agrícola: produção agrícola familiar.	Frutos
38	Monte Santo/BA	10°25'43.9"	039°26'08.9"	Pastagem intensiva: alta pressão de pastejo por caprinos e bovinos.	Frutos
39	Monte Santo/BA	10°25'13.0"	039°25'49.8"	Cultura perene: Sistema agroflorestal, consórcio de licuri, palma, maniçoba, babosa, umbu, entre outras.	-
40	Monte Santo/BA	10°25'57,1"	039°25'45,1"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbustivo-arbórea</i> destinada à criação de bovinos	Frutos
41	Santa Brígida/BA	09°43'39.6"	038°16'18.6"	Sistema agropastoril: criação de caprinos e bovinos e produção agrícola familiar.	Folhas
42	Senhor do Bonfim/BA	10°33'19.9"	040°11'16.0"	Pastagem nativa: área de <i>caatinga arbórea</i> destinada à criação de bovinos	Frutos
43	Quixabeira/BA	11°28'46.4"	041°11'42.8"	Cultura perene: consorcio de licuri com o plantio de palma forrageira – <i>Opuntia ssp</i>	Frutos

Em cada parcela os indivíduos de *S. coronata* foram contabilizados e mensurados: i) altura total, medida verticalmente com auxílio de uma vara graduada ou fita métrica desde o solo até o ponto mais alto da copa da palmeira, e ii) altura total do estipe, medida desde solo até o ponto de inserção da folha flecha. Nas populações selecionadas para estudos de dinâmica populacional, os indivíduos foram etiquetados com placa de alumínio. Utilizando caracteres macro-morfológicos (morfologia foliar, presença de estipe e de estruturas reprodutivas) e medidas quantitativas auxiliares os indivíduos foram classificados em estágios ontogenéticos (adaptado de Bernacci *et al.* 2008, Santos-Moura *et al.* 2016) em:

- **Plântula:** Indivíduos um ou mais eófilos inteiros, lanceolados e estreitos (largura da folha < 1 cm);
- **Infantil:** Indivíduos um ou mais eófilos largos (largura da folha \geq 1 cm), podendo a lâmina foliar ser inteira ou bífida;
- **Juvenil:** Indivíduos com folhas semipinactessetas (metáfilos - porção basal da lâmina foliar inteira e a porção apical segmentada) ou pinatissectas (nomofilo – lâmina foliar totalmente segmentada) e com estipe aéreo ausente ou recoberto pelas bainhas foliares;
- **Imaturo:** Indivíduos com folhas pinatissectas (monofilo), estipe aéreo visível e sem a presença de estruturas reprodutivas;
- **Reprodutivo:** Indivíduos com folhas pinatissectas (monofilo), estipe aéreo visível e com a presença ou vestígios de estruturas reprodutivas.

Em indivíduos reprodutivos foram registradas a condição reprodutiva durante a coleta de dado. A densidade, frequência dos indivíduos em intervalos de classes de tamanho e a proporção de estágios ontogenéticos foram utilizadas como indicadores de estrutura populacional de *S. coronata*.

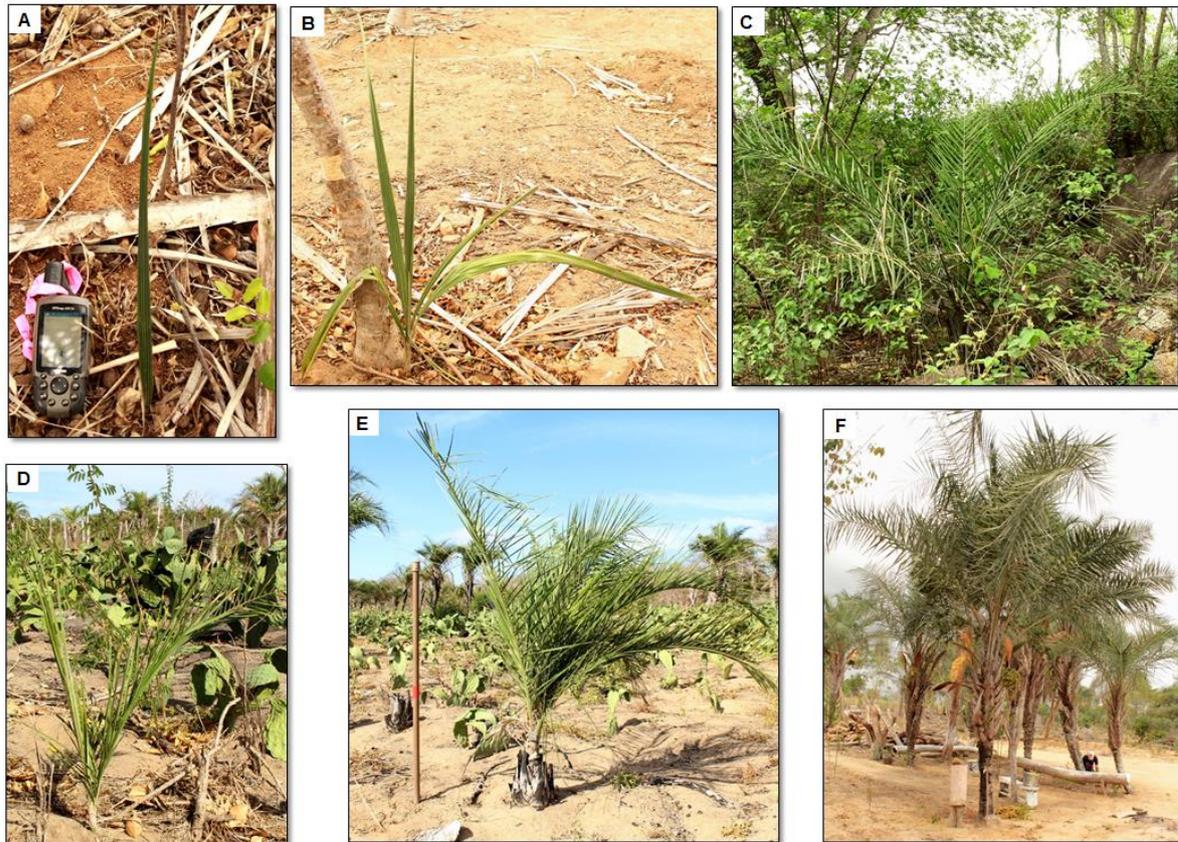


Figura 5: Classificação ontogenética dos indivíduos de *Syagrus coronata* (licuri) de acordo com as características morfológicas observadas: A) Plântulas; B) Muda; C e D) Juvenil; E) Imaturo; e F) Reprodutivo. Adaptado de Bernacci *et al.* 2008; Santos-Moura *et al.* 2016.

2.3. Avaliação dos níveis de perturbação antrópica e dos fatores edáficos

Para avaliação dos níveis de perturbação antrópica foram consideradas: i) presença de gado (caprinos, ovinos e/ou bovinos) em áreas de pastagem nativa ou cultivada; ii) produção agrícola familiar; iii) coleta de madeira para fins de subsistência (lenha ou estaca); e iv) extrativismo das folhas e/ou frutos de *S. coronata*. A avaliação dos níveis de perturbação foi realizada por meio uma abordagem participativa, na qual os proprietários e moradores locais foram entrevistados e questionados quanto às atividades antrópicas passadas e atuais, além de observações em campo para descrição dos tipos de uso e cobertura da terra nas populações amostradas. Para cada atividade antrópica foi atribuído um valor, variando de 0 (ausência de perturbação) a 3 (alta perturbação), para frequência (F), intensidade (I) e extensão (E) da perturbação. Em seguida, os valores de cada atributo (F, I e E) foram ordenados em uma matriz de interação de Leopold (Leopold *et al.*

1971), e a soma desses valores foi utilizada para representar o nível de perturbação de cada atividade antrópica. As populações foram identificadas com o valor atribuído ao índice de perturbação para cada atividade antrópica. Assim, uma população com índice de presença de gado = 8; agricultura = 6; retirada de madeira = 7; e de extrativismo = 4 foi identificada pelo código *G8A6M7E4*. Quando duas ou mais populações apresentaram o mesmo valor de perturbação para os quatro fatores avaliados, essas foram diferenciadas pelo acréscimo uma letra minúscula logo após descrição do código de identificação, por exemplo, *G8A6M7E3a*, *G8A6M7E3b*, e assim sucessivamente

Amostras de solo foram coletadas com auxílio de cavadeira articulada, a 30 cm de profundidade, em três pontos aleatórios em cada população estudada. Em seguida as amostras foram homogeneizadas e armazenadas para posterior análise das propriedades físico-químicas: i) textura (proporção relativa de partículas de areia, silte e argila); ii) acidez ativa – pH; iii) saturação por bases percentual, saturação por alumínio e capacidade de troca catiônica; e iv) teor de matéria orgânica, carbono orgânico e nutrientes e micronutrientes (Tabela S1; Material Suplementar).

2.4. Análises dos dados

Os dados de densidade foram padronizados por hectare (n° de indivíduos.ha⁻¹). A distribuição de frequência dos indivíduos em classes de tamanho de altura (m) e estágios ontogenéticos foi utilizada para identificar possíveis gargalos no recrutamento das populações de *S. coronata*, uma vez que a sequência de estrutura de tamanho e/ou estágios de desenvolvimento pode refletir as ações de fatores bióticos e abióticos nas taxas de recrutamento e mortalidade dos indivíduos (Hutchings 1997, Virillo *et al.* 2011).

Para avaliar possíveis mudanças no recrutamento das populações de *S. coronata* submetidas a diferentes tipos de uso da terra e histórico de exploração extrativista, calculou-se o ajuste de distribuição das classes de altura ao modelo de J-reverso (Hett & Loucks 1976). O modelo em J-reverso permite identificar possíveis gargalos no recrutamento de indivíduos entre as classes de tamanho subsequentes (Peters 1994). Os indivíduos foram agrupados em classes de altura de 50 cm e o ajuste a curva de distribuição teórica ao modelo exponencial negativo feito com a equação (Hett & Loucks 1976):

$$y = ae^{-bx}$$

Nessa equação,

y = porcentagem de indivíduos em cada classe de altura;

x = ponto médio de cada classe de tamanho;

a = intercepto;

b = inclinação da curva, que representa a taxa de mortalidade das populações.

Utilizando os mesmos dados de altura foi calculado o coeficiente de skewness (g_1) para cada população (Hutchings 1997). O coeficiente de assimetria (g_1) fornece uma medida de proporção relativas das diferentes classes de tamanho em uma dada população, e tem sido relacionado às tendências de aumento ou declínio populacional ao longo do tempo (Souza 2007, de Souza *et al.* 2010). Populações com $g_1 > 0$ indicam predominância de indivíduos nas menores classes de tamanho, enquanto $g_1 < 0$ predominância de indivíduos nas maiores classes de tamanho. Populações com $g_1 = 0$ apresentam distribuição simétrica. Para avaliar o sucesso de recrutamento de novos indivíduos na população, os valores de g_1 foram comparados à distribuição normal teórica ($g_1 = 0$) com base na sobreposição do intervalo de confiança (IC 95%), calculado pelo método de *bootstrap*, com reamostragem dos dados 10.000 vezes.

Modelos Lineares Generalizados (GLM), família binomial negativa (correção da sobredispersão) e função de ligação *link=log*, foram utilizados para avaliar a relação entre os níveis de perturbação antrópica e fatores edáficos com a estrutura populacional de *S. coronata* (Zuur *et al.* 2009, Burnham *et al.* 2011, Cade 2015), representada pelas variáveis respostas de: 1) densidade de regenerantes (plântulas e infantes); 2) densidade de jovens; 3) densidade de imaturos; e 4) densidade de reprodutivos. O número de indivíduos nos estágios plântula e infantes representa o potencial de regeneração natural da população, a soma da densidade dos dois estágios foi tratada como uma única variável resposta. As variáveis edáficas utilizadas para construir os modelos foram selecionadas com base nos resultados da análise de componentes principais - PCA (Mori *et al.* 2007) e do coeficiente de correlação de Pearson (r) (Gotelli & Ellison 2011). A partir dos resultados da PCA foram identificados os componentes principais que juntos representam mais de 90% da variância total dos dados de fertilidade e textura do solo, bem como as variáveis com maior poder de informação (*loading*) em cada eixo da componente principal (Material Suplementar). O coeficiente de correlação permitiu que fossem removidas da amostra as variáveis altamente correlacionadas ($\geq 70\%$).

Um conjunto de modelos candidatos foi construído para cada variável resposta utilizando múltiplos modelos (*multimodel averaging approach*) (Burnham *et al.* 2011, Symonds & Moussalli 2011). Essa abordagem permite que inferências sejam feitas a partir da seleção de modelos mais plausíveis, ao invés de um único modelo candidato (Burnham *et al.* 2011, Symonds & Moussalli 2011). Um ranking para a seleção dos melhores modelos candidatos foi feito a partir dos valores de Critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AICc). A diferença entre o valor de AICc do modelo mais plausível em relação aos modelos subsequentes foi utilizada para calcular os valores de $\Delta AICc$ ($\Delta AICc = AICc_i - AICc_{min}$). Modelos com valores de $\Delta AICc \geq 4$ apresentam níveis de suporte estatístico menor, e tendem a perder muito poder de informação em relação aos modelos com menor diferença entre o valor de $AICc_i - AICc_{min}$ (Burnham & Anderson 2002, Burnham *et al.* 2011). A partir dos valores de $\Delta AICc$ foi calculado o Peso de Akaike (w_i), que varia entre 0 e 1, e pode ser considerado uma estimativa quantitativa de força de evidência a favor de cada modelo candidato (Burnham *et al.* 2011, Symonds & Moussalli 2011). A habilidade do modelo em prever o nível de associação das variáveis respostas com as variáveis preditoras foi estimada pela razão entre o desvio explicado e o desvio total, conhecido como *pseudo-R*² (Zuur *et al.* 2009). Utilizando subconjuntos de melhores modelos candidatos ($w_i \geq 0,90$; e $\Delta AICc \leq 2,0$) foram estimados os coeficientes médios padronizados (β) de cada variável preditora, sua importância relativa (% IR) e significância. A importância relativa de cada variável foi estimada pela razão entre os valores absolutos das estimativas médias padronizadas com base nos desvios-padrão parciais (Cade 2015). Todas as análises foram realizadas em ambiente R, versão 3.5.1 (R Development Core Team 2018), utilizando os pacotes *Agricolae* (Mendiburu 2019), *boot* (Ripley 2019), *MASS* (Brian *et al.* 2019), *Moments* (Komsta & Novomestky 2015) e *MuMIn* (Barton 2019).

3. Resultados

3.1. Estrutura populacional - densidade e distribuição de classes de tamanho e estágios ontogenéticos

A densidade de indivíduos de *S. coronata* nas 43 populações amostradas variou de 36 a 4623 indivíduos por hectare (ind.ha⁻¹) (Tabela 2). A densidade de regenerantes (plântulas e infantes) variou de 0 a 3928 ind.ha⁻¹ e a de reprodutivos de 18 a 1022 ind.ha⁻¹ (Tabela 2). Em 18% das populações amostradas não foram registrados a presença de

regenerantes, enquanto que 37% foram caracterizadas pela dominância de reprodutivos (Tabela 2). As populações com menor densidade total e de regenerantes apresentaram índices elevado de perturbação por pastoreio de gado (G) e/ou produção agrícola (A) (G6A9M7E4 - Pop 18, G0A7M4E0 - Pop 39, G0A7M7E7 - Pop 24 e G6A0M8E3 - Pop 30; Tabela 2). Das 43 populações amostradas, 17 (39.5%) apresentaram elevado nível de perturbação por gado e/ou agricultura (Tabela 2). No sentido inverso, as populações com maior densidade total e de indivíduos regenerantes foram caracterizadas, em geral, pela ausência e/ou baixo índice de perturbações por atividades agrícolas (G5A0M7E7 - Pop 42, G4A0M5E0 - Pop 06, G3A3M3E3- Pop 05 e G5A0M5E5b - Pop 27; Tabela 2).

A frequência de estágios ontogenéticos e distribuição de classes de tamanho variaram entre as populações amostradas e os tipos predominantes de uso da terra (Figura 6 e 7; Figura S4, Material Suplementar). Dentre as 43 populações, 25 tiveram assimetria positiva, com predominância de indivíduos nas menores classes de tamanho, enquanto oito tiveram assimetria negativa e quatro foram simétricas ($g_1 = 0$, IC 95%), sendo caracterizadas pela predominância de indivíduos nas maiores classes de tamanho (Figura 6). As populações com maior assimetria positiva estão localizadas em áreas com baixo índice de perturbação por agricultura (Figura 6). As exceções são as populações G0A7M7E5 e G3A5M6E5, que estão localizadas em áreas de agricultura utilizadas para o plantio de culturas perenes (Tabela 1; Figura 7).

A distribuição em classes de altura variou consideravelmente entre as populações (Figura 7), sendo que a maioria das populações ($n = 26$) não se ajustou à curva teórica de J-reverso ($R^2 \geq 0,7$; Figura 7). As populações com ajuste significativo à curva teórica de J-reverso são caracterizadas, principalmente, pelo baixo índice de perturbação por agricultura (Figura 7). Algumas exceções são populações de *S. coronata* consorciadas com o plantio de culturas perenes (G0A7M7E5 e G3A5M6E5; Figura 7). Em outras três populações com ajuste à curva J-reverso e alto índice de perturbação por produção agrícola (G5A8M7E6, G6A7M6E6 e G6A5M6E8), há lacunas no recrutamento das classes de tamanho intermediárias (Tabela 2; Figura 7). As populações com baixo ajuste à curva J-reverso ($R^2 < 0,5$) apresentaram, em geral, elevado índice de perturbação por produção agrícola e/ou pastoreio pelo gado (Figura 7).

Tabela 2: Caracterização das populações de *Syagrus coronata* (licuri) quanto aos níveis de perturbação e de uso e cobertura da terra. Código representa o índice de perturbação para: i) presença de gado (G); ii) produção agrícola familiar – plantio de culturas (A); iii) retirada de madeira para fins de subsistência (M); e iv) extrativismo das folhas e/ou frutos de *S. coronata* (E). Plant. ha⁻¹ = Densidade de plântulas por hectare; Inf. ha⁻¹ = Densidade de mudas por hectare; Juv. ha⁻¹ = Densidade de juvenis por hectare; Imat. ha⁻¹ = Densidade de imaturos por hectare; Rep. ha⁻¹ = Densidade de reprodutivos por hectare. Pop. = população amostrada. Detalhes sobre os tipos de uso da terra vide Tabela 1.

Região	Município (Pop)	Código	Esforço amostral (ha ⁻¹)	Dens. Ind.ha ⁻¹	Plant. ha ⁻¹	Mud. ha ⁻¹	Juv. ha ⁻¹	Imat. ha ⁻¹	Rep. ha ⁻¹	Coordenad Geográficas	
										Latitude	Longitude
Ecorregião Raso da Catarina – BA	Santa Brígida (1)	G7A8M8E7	1,00	193	10	-	-	01	182	09°49'32"	038°09'53"
	Santa Brígida (2)	G5A8M7E6	1,00	186	60	50	06	-	70	09°45'35"	038°13'21"
	Santa Brígida (3)	G0A7M7E5	0,50	882	320	220	112	48	122	09°49'22"	038°10'10"
	Euclides da Cunha (4)	G7A8M6E8	1,00	235	73	06	-	-	156	10°21'50"	038°56'50"
	Euclides de Cunha (5)	G3A3M3E3	0,36	3494	1964	1122	36	11	361	10°21'01"	038°56'41"
	Euclides da Cunha (6)	G4A0M5E0	0,27	4569	2279	850	329	100	1011	10°18'29"	038°55'19"
	Euclides da Cunha (9)	G7A0M8E0	1,00	227	130	18	21	11	47	10°25'03"	038°59'36"
	Euclides da Cunha (10)	G3A5M6E5	0,36	1245	940	75	55	25	150	10°21'01"	038°56'39"
	Euclides da Cunha (12)	G7A0M7E7	1,00	335	90	50	06	11	178	10°18'07"	038°55'05"
	Euclides da Cunha (13)	G5A3M8E4	0,50	660	390	40	04	04	222	10°19'09"	038°57'19"
	Santa Brígida (17)	G3A0M0E0a	0,375	915	44	578	144	40	109	09°39'05"	038°29'07"
	Euclides da Cunha (22)	G4A8M6E5	1,00	109	0	0	0	0	109	10°21'20"	038°56'16"
	Euclides da Cunha (23)	G7A0M7E4a	1,00	312	0	180	07	0	125	10°21'03"	038°56'24"
	Santa Brígida (33)	G3A0M0E0b	0,37	527	55	355	67	10	40	09°39'03"	038°29'07"
Santa Brígida (41)	G4A6M5E6	1,50	74	0	26	02	06	40	09°43'39"	038°16'19"	

Tabela 2: Continuação

Região	Município (Pop)	Código	Esforço amostral (ha)	Dens. Ind.ha ⁻¹	Plant. ha ⁻¹	Inf. ha ⁻¹	Juv. ha ⁻¹	Imat. ha ⁻¹	Rep ha ⁻¹	Coordenada Geográfica	
										Latitude	Longitude
TI Bacia do Jacuípe – BA	Serrolândia (7)	G5A0M5E5a	1,50	126	0	0	0	03	123	11°29'46"	040°12'39"
	Serrolândia (8)	G0A7M7E3	1,00	58	0	0	0	0	58	10°18'41"	039°17'39"
	Quixabeira (11)	G0A6M6E4	0,50	420	0	240	66	56	58	11°26'52"	040°07'34"
	Serrolândia (16)	G5A0M8E5	1,00	115	0	0	05	03	107	11°29'26."	040°12'22"
	Caldeirão Grande (25)	G4A0M4E0	0,60	260	85	85	03	06	81	11°04'52"	040°05'35"
	Serrolândia (26)	G0A0M5E0	0,32	237	06	109	40	47	35	11°28'03"	040°17'47"
	Quixabeira (30)	G6A0M8E3	1,50	85	-	-	-	03	82	11°28'03"	040°17'47"
	Quixabeira (34)	G6A0M6E5a	0,27	294	0	68	22	37	167	11°27'55"	040°11'41"
	Serrolândia (35)	G7A0M7E4c	1,00	181	-	26	36	48	71	11°29'11"	040°11'46"
	Quixabeira (36)	G6A0M6E5b	0,36	336	0	75	28	39	194	11°26'15"	040°11'53"
Serrolândia (43)	G0A5M6E6	0,60	167	40	07	05	10	105	11°28'46"	041°11'42"	
TC do Sisal – BA	Monte Santo (14)	G4A4M6E5	0,50	580	260	180	16	10	114	10°18'41"	039°17'39"
	Monte Santo (15)	G6A7M6E6	0,50	642	60	380	18	04	180	10°18'46"	039°17'29"
	Itiúba (24)	G0A9M7E7	1,00	55	0	0	05	0	50	10°44'40"	039°57'11"
	Itiúba (27)	G5A0M5E5b	0,27	1520	136	680	104	163	437	10°44'35"	040°17'47"
	Itiúba (28)	G7A0M7E6	0,75	132	0	2	37	11	82	10°44'38"	039°57'15"
	Monte Santo (29)	G7A0M7E4b	1,00	392	70	250	0	0	72	10°32'28"	039°23'46"
	Itiúba (37)	G0A8M6E7	1,50	99	0	33	05	03	58	10°44'06"	040°00'15"
	Monte Santo (38)	G8A0M7E7	1,00	366	0	210	11	10	135	10°25'43"	039°26'08"

Tabela 2: Continuação

Região	Município (Pop)	Código	Esforço amostral (ha)	Dens. Ind.ha ⁻¹	Plant. ha ⁻¹	Inf. ha ⁻¹	Juv. ha ⁻¹	Imat. ha ⁻¹	Rep. ha ⁻¹	Coordenada Geográfica	
										Latitude	Longitude
TC do Sisal - BA	Monte Santo (39)	G0A7M4E0	0,80	50	09	06	03	13	19	10°25'13"	039°25'49"
	Monte Santo (40)	G6A0M7E8	0,27	1452	472	639	85	67	189	10°25'43"	039°26'07"
	Sr. do Bonfim (42)	G5A0M7E7	0.18	4623	2041	1888	0	0	694	10°33'19"	040°11'16"
Vale do Ipanema – PE	Águas Belas (18)	G6A9M7E4	0,50	36	0	0	0	06	30	09°06'48"	037°00'23"
	Águas Belas (19)	G6A8M6E8	0,50	189	0	25	16	62	86	09°06'27"	037°00'23"
	Águas Belas (20)	G0A0M6E4	0,50	129	0	25	04	28	72	09°04'58"	037°09'08"
	Águas Belas (21)	G4A5M6E8	0,50	197	25	100	6	20	46	09°07'07"	037°02'13"
	Águas Belas (31)	G6A0M4E6	0,50	70	0	0	12	0	58	09°06'22"	037°02'56"
	Águas Belas (32)	G3A0M4E6	0,50	384	162	0	46	104	72	10°44'38"	039°57'15"

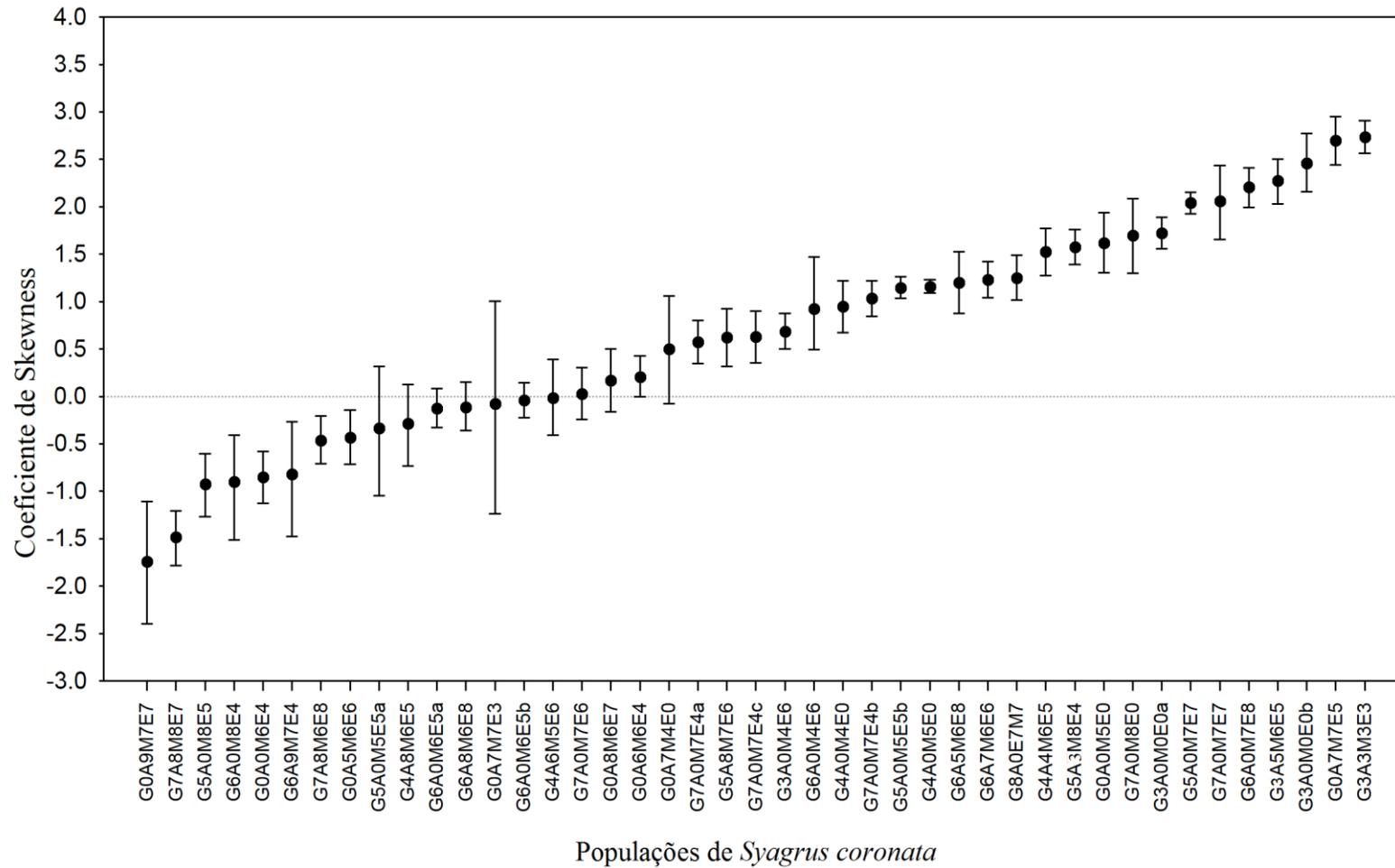


Figura 6: Valores do coeficiente de skewness (g_1) com intervalo de confiança (IC 95%) de 43 populações de *Syagrus coronata* localizadas em áreas de caatinga com diferentes históricos de perturbação antrópica e extrativismo dos recursos naturais. A linha tracejada indica uma distribuição normal teórica com distribuição simétrica ($g_1=0$). Populações nomeadas segundo os valores dos índices de presença de gado (G); produção agrícola familiar (A); retirada de madeira para fins de subsistência (M); e extrativismo das folhas e/ou frutos de *Syagrus coronata* (E).

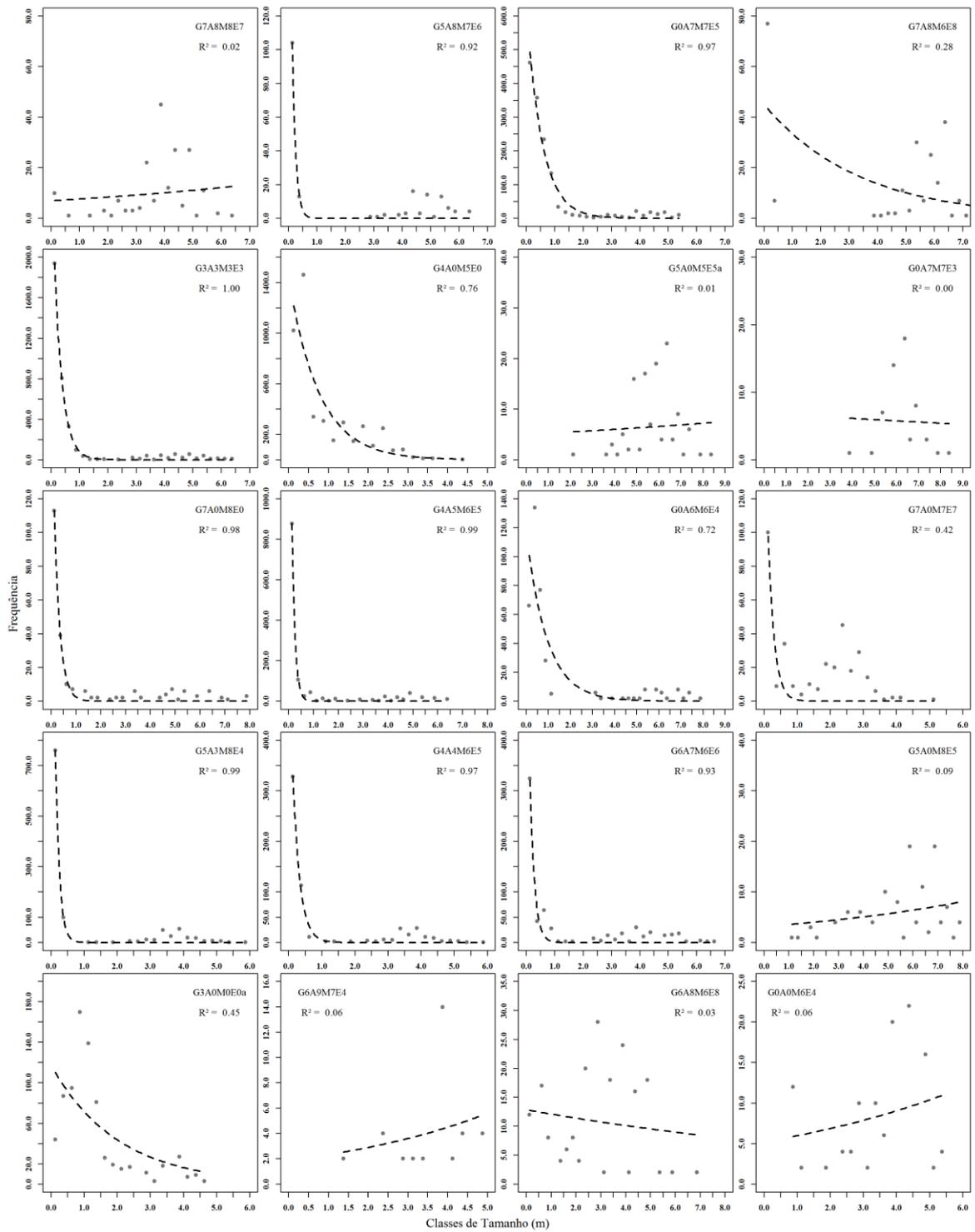


Figura 7: Distribuição em classes de altura, intervalos de 50 cm, de 43 populações de *S. coronata* em áreas de caatinga na região nordeste e centro-norte da Bahia e sul de Pernambuco. Linha tracejada indica o ajuste ao modelo exponencial negativo (continua).

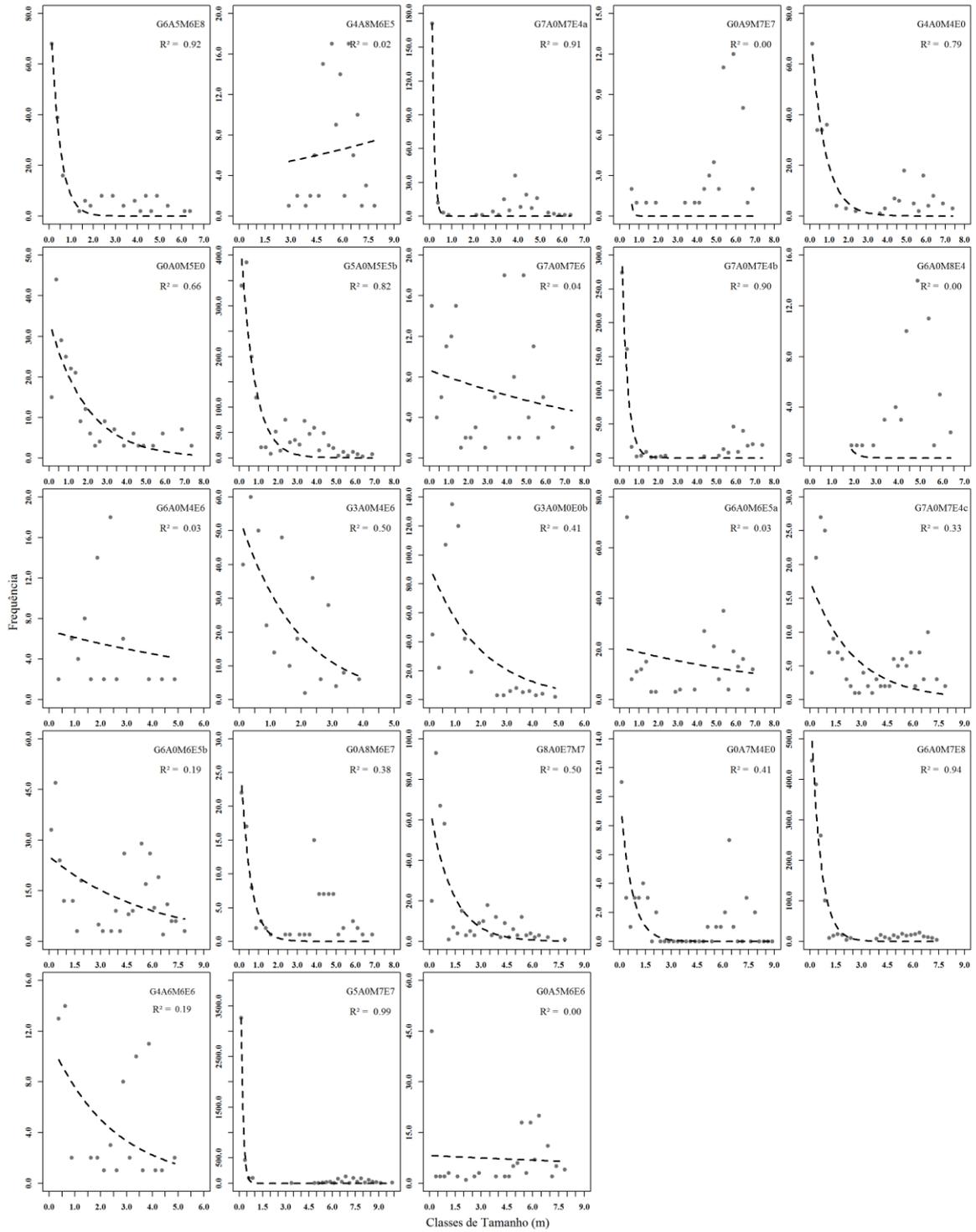


Figura 7: Continuação.

3.2. *Influência de fatores antrópicos e edáficos na regeneração natural e densidade de estágios ontogenéticos*

Nenhum modelo candidato apresentou valor de $w_i > 0,9$ (Tabela 3). Portanto, inferências quanto à importância relativa e nível de significância estatística das variáveis preditoras foram feitas a partir das estimativas médias padronizadas do conjunto modelos plausíveis ($\Delta AICc < 2,0$; Tabela 3 e 4).

Estudo anterior demonstrou pouca influência dos fatores edáficos e topográficos na distribuição geográfica de *S. cororata* (vide Capítulo I), com a espécie ocorrendo tanto em solos férteis e profundos quanto em solos rasos, arenosos, bem drenados e de baixa fertilidade. No entanto, considerando que as condições de solo, como textura, drenagem vertical, disponibilidade de nutrientes e pH, podem limitar a germinação de sementes e a sobrevivência de plântulas de muitas espécies de palmeiras (Svenning 2001, Eiserhardt *et al.* 2011), as variáveis edáficas foram utilizadas como preditoras apenas para a construção dos modelos candidatos relacionados à densidade de indivíduos regenerantes.

A densidade (ind. ha^{-1}) de regenerantes (plântulas e infantes) foi associada a seis modelos candidatos e cinco variáveis preditoras (Tabela 3). O desvio explicado (*pseudo- R^2*) indicou que a densidade de regenerantes foi associada principalmente à densidade de indivíduos reprodutivos (Tabela 3), que sozinho explicou 26% do desvio e afetou significativamente os valores da variável resposta (Tabela 4). A densidade de regenerantes foi positivamente associada à densidade de indivíduos reprodutivos ($P < 0,01$), fração de areia e saturação por bases (proporção da troca catiônica ocupada por bases), e negativamente associada aos índices de perturbação por agricultura ($P < 0,05$) e gado (Tabela 4). As variáveis com maior importância relativa para a densidade de regenerantes foram densidade de indivíduos reprodutivos e agricultura (Tabela 4). A densidade de regenerantes não foi afetada pelo índice de extrativismo.

A densidade de juvenis foi associada a três modelos e três variáveis preditoras (Tabela 3). A densidade de juvenis foi negativamente associada aos índices de perturbação por produção agrícola e gado, e positivamente associada à densidade de indivíduos reprodutivos ($P < 0,05$; Tabela 4). As variáveis com maior importância relativa foram densidade de indivíduos reprodutivos e gado (Tabela 4). A densidade de imaturos foi associada a seis modelos candidatos, com três variáveis e mais o valor de intercepto (Tabela 3). Todos os modelos apresentaram baixo poder de explicação, sugerindo que a variação observada pode ter sido ao acaso (Tabela 3). As variáveis com maior importância

relativa foram produção agrícola e gado (Tabela 4), porém essas não tiveram efeito significativo sobre a variável resposta.

A densidade de indivíduos reprodutivos foi associada a quatro modelos e três variáveis, com os modelos apresentando baixo poder de explicação (Tabela 3). A densidade de reprodutivos foi negativamente associada ao índice de perturbação por produção agrícola ($P < 0,05$). As variáveis com maior importância relativa para o conjunto de modelos candidatos foram produção agrícola e gado (Tabela 4). A densidade de reprodutivos não foi afetada significativamente pelo índice de extrativismo (Tabela 4).

Tabela 3: Conjunto de modelos candidatos, construídos com diferentes combinações entre as variáveis explicativas e ranqueados de acordo com os valores de Critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AICc), delta AICc (Δ AICc) e do Peso do Akaike (w_i). A letra k representa o número de parâmetros de cada modelo.

Variável resposta	Modelos	k	AICc	Δ AICc	w_i	pseudo R^2
Densidade de regenerantes (plântulas e infantes)	~ DRep	3	533,91	0,00	0,267	26,09
	~ DRep + Agri	4	534,51	0,60	0,197	30,75
	~ DRep + SatBase + Text	5	534,84	0,93	0,168	32,16
	~ DRep + Text	4	535,08	1,14	0,151	27,33
	~ DRep + SatBase + Gado	5	535,68	1,77	0,11	28,25
	~ DRep + Agri + Gado	4	535,73	1,82	0,107	31,19
Densidade de juvenis	~ Agri + Gado + DRep	5	360,84	0,00	0,670	24,02
	~ Gado + DRep	4	362,53	1,69	0,174	16,43
	~ DRep	5	362,76	1,92	0,155	12,60
Densidade de imaturos	~ Intercept	2	346,94	0,00	0,274	–
	~ Agri	3	347,00	0,59	0,266	3,78
	~ Agri + Gado	4	347,38	1,34	0,139	5,10
	~ Gado	2	348,15	1,85	0,108	0,29
	~ Agri + Extrat	4	348,21	1,86	0,108	4,15
	~ Extrat	4	348,55	1,98	0,102	1,96
Densidade de reprodutivos	~ Agri	3	514,57	0,00	0,393	14,52
	~ Agri + Gado	4	515,05	0,47	0,309	17,51
	~ Gado	3	516,48	1,90	0,152	13,27
	~ Agri + Extrat	3	516,57	1,99	0,144	9,32

Variáveis explicativas: DRep, densidade de indivíduos reprodutivos; SatBase, saturação por bases (proporção da troca catiônica ocupada por bases); Text, proporção relativa de grãos de areia (mg/kg); Agri, índice de produção agrícola; Extrat, índice de extrativismo; e Gado, índice de pastoreio pelo gado. A densidade é representada pelo número de indivíduos por hectare.

Tabela 4: Coeficientes (β) do modelo médio padronizado e seus respectivos valores de intervalo de confiança (IC 95%) e importância relativa de cada variável explicativa para a densidade de regenerantes (plântulas e mudas), jovens, imaturos e reprodutivos. A densidade é representada pelo número de indivíduos por hectare.

Variável explicativa	Variável resposta					
	Densidade de regenerantes					
	β	IC 95%		valor - z	Pr(> z)	IR
Densidade de reprodutivos	1,197	0,671	1,726	4,447	8,7e ^{-6**}	1,00
Agricultura	-0,718	-0,993	-0,044	2,443	0,043*	0,40
Textura	0,355	-0,264	0,975	1,125	0,261	0,35
Saturação por bases	0,426	-0,193	1,045	1,349	0,178	0,37
Gado	-0,288	-0,815	0,226	1,108	0,322	0,17
	Densidade de juvenis					
	β	IC 95%		valor - z	Pr(> z)	IR
	Agricultura	-0,549	-0,989	-0,107	2,439	0,0147*
Gado	-0,564	-1,058	-0,070	2,195	0,0282*	0,84
Densidade de reprodutivos	0,435	-0,082	0,952	1,972	0,0486*	1,00
	Densidade de imaturos					
	β	IC 95%		valor - z	Pr(> z)	IR
	Agricultura	-0,205	-0,231	0,035	1,497	0,134
Gado	-0,161	-0,634	0,317	0,661	0,509	0,25
Extrativismo	0,039	-0,452	0,521	0,141	0,888	0,21
	Densidade de reprodutivos					
	β	IC 95%		valor - z	Pr(> z)	IR
	Agricultura	-0,267	-0,519	-0,015	2,078	0,037*
Gado	0,203	-0,059	0,465	1,519	0,128	0,46
Extrativismo	0,006	-0,245	0,257	0,046	0,963	0,14

** $P < 0,01$; * $P < 0,05$.

4. Discussão

4.1. Os efeitos do uso da terra na estrutura populacional de *Syagrus coronata*

Houve grande diferença na densidade de indivíduos entre os tipos de uso da terra e índices de perturbação antrópica, com populações em áreas de intensa produção agrícola e pastoreio apresentando menor densidade total, baixa frequência ou ausência de regenerantes (plântulas e infantes) e lacunas nas diferentes classes de tamanho e/ou estágios ontogenéticos (Tabela 2, Figura 6 e 7). Das oito populações com coeficiente de assimetria significativamente negativo, que são caracterizadas pela predominância de indivíduos nas maiores classes de altura, sete apresentaram alto índice de perturbação por agricultura e/ou gado (Figura 6). Padrão semelhante foi encontrado em outro estudo realizado na região do Raso da Catarina, onde 41% das populações de *S. coronata*

avaliadas (n=37) não apresentavam regeneração (Neto & Camandaroba 2008) devido ao pastoreio ou à conversão dos ambientes de *caatinga* para a produção de culturas anuais. Nesse caso, a exposição dessas populações a eventos crônicos de perturbação tem causado aumento nas taxas de mortalidade e falhas no recrutamento, fatores que podem aumentar os riscos de extinção local (Singh 1998, Groenendijk *et al.* 2012, Ticktin *et al.* 2012).

O forrageamento pelo gado pode causar danos físicos severos aos indivíduos, como também o empobrecimento do substrato devido ao processo de compactação do solo, limitando, dessa forma, a germinação de sementes e o recrutamento e estabelecimento de novos indivíduos na população (Gómez *et al.* 2004, Santos & Souza 2007, de Souza *et al.* 2010, Schulz *et al.* 2018). Em áreas de *caatinga*, o gado (bovinos, caprinos e ovinos) exerce forte pressão sobre os regenerantes de *S. coronata*, especialmente em períodos de estiagem, resultando em uma alta taxa de mortalidade devido herbivoria e pisoteio (V. Lima & A. Scariot, dados não publicados). No entanto, quando o gado é mantido em áreas utilizadas como pastagem nativa (área de vegetação nativa utilizada para o apascentamento extensivo de rebanho doméstico), a disponibilidade, e qualidade, das espécies nativas utilizadas como plantas forrageiras podem reduzir a pressão de pastejo sobre os indivíduos de *S. coronata*, aumentando, portanto, a probabilidade de sobrevivência e estabelecimento dos regenerantes na população (Observação pessoal; Figura S3, Material Suplementar).

A ausência de indivíduos nas menores classes de tamanho é mais acentuada em áreas de produção agrícola. A derrubada da vegetação nativa e aragem da terra resultam na eliminação de grande parte ou mesmo de todos os indivíduos de *S. coronata* que ainda não atingiram uma altura de escape, geralmente indivíduos reprodutivos. Nesse caso, o aumento no tempo entre eventos de remoção da vegetação e preparo da terra pode favorecer o estabelecimento dos indivíduos regenerantes, o recrutamento nas classes de tamanho subsequentes e a regeneração da população (Chauchard *et al.* 2007, Giroldo & Scariot 2015).

A estrutura populacional observada em muitas espécies em áreas de uso agropecuário está relacionada, entre outros, aos atributos funcionais da planta, como capacidade de rebrota, taxa de crescimento, mecanismos de tolerância ao fogo e estratégias de reprodução (Drobnik *et al.* 2011, Jurisch *et al.* 2012); frequência e intensidade da perturbação (Ribeiro *et al.* 2015); além das preferências e medidas de proteção adotadas pelos agricultores durante os ciclos de produção agrícola (Martínez-Ballesté *et al.* 2006, Schumann *et al.* 2010). Para a palmeira *S. coronata*, alguns atributos, como o lento e irregular processo de

germinação (Carvalho *et al.* 2005, Medeiros *et al.* 2015b), estrutura anatômica monopodial, lenta taxa de crescimento (Carvalho *et al.* 2006) e propagação exclusivamente sexuada (Noblick 2017), parecem dificultar o estabelecimento de novos indivíduos em áreas com uso agropecuário intenso e contínuo. Além disso, o manejo inadequado e intensivo do solo pode comprometer suas qualidades físico-químicas, ocasionando a depleção de nutrientes minerais e a compactação das partículas de solo (Lal 1996), dificultando o crescimento e o estabelecimento de novos indivíduos na população.

As populações com maior densidade total e alta frequência de indivíduos regenerantes estão localizadas principalmente em áreas com ausência ou baixo nível de perturbações provocadas pela conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas (Tabela 2, Figura 6 e 7). As exceções ocorrem onde *S. coronata* se desenvolve em sistema consorciado com o plantio de cultura perene (palma forrageira - *Opuntia ssp*; Tabelas 1 e 2). A fim de evitar a ação de forrageamento pelo gado, áreas destinadas à produção de culturas agrícolas perenes são cercadas, e podem experimentar um período de pousio de até dez anos. Dessa forma, além de mitigar os impactos causados pelo pastoreio e a remoção da cobertura vegetal, esse sistema de manejo permite o acúmulo de matéria orgânica no solo e a recomposição da biomassa microbiana (Salcedo *et al.* 1997, Lopes *et al.* 2012), o que pode facilitar a ciclagem de nutrientes e favorecer o estabelecimento de novos indivíduos na população.

Tradicionalmente, a distribuição de classes de tamanho no formato de J-invertido tem sido interpretada como um indicativo de populações estáveis e com alto potencial de regeneração. No entanto, esse padrão não se aplica a todas as espécies de planta, principalmente àquelas de vida longa, lento crescimento e baixa mortalidade (Condit *et al.* 1998, Bin *et al.* 2012, Cousins *et al.* 2014), no qual a abundância de indivíduos reprodutivos é capaz de manter a persistência em longo prazo das populações apesar da baixa taxa de regeneração (Venter & Witkowski 2010). Portanto, espécies com distribuição modal não necessariamente indica que as populações estejam em declínio (Bin *et al.* 2012). Em relação à palmeira *S. coronata*, aproximadamente metade das populações amostradas (n = 20) apresentou menor densidade de indivíduos nas classes ontogenéticas intermediária (jovens e imaturos), independentemente do tipo de ambiente e intensidade de perturbação antrópica (Tabela 1 e 2). Como a menor proporção de indivíduos nas classes intermediárias ocorreu em populações submetidas a diferentes impactos antrópicos, é provável que esse padrão esteja relacionado a fatores endógenos ao ciclo de crescimento da espécie (Gatsuk

et al. 1980, Emanuel *et al.* 2005, Sampaio & Scariot 2008). Dessa forma, a progressão ontogenética de *S. coronata* pode ser definida como de alta suscetibilidade a danos físicos e lenta transição de indivíduos regenerantes aos estádios subsequentes, curta duração nos estádios intermediários, e longa duração, com alta taxa de sobrevivência, no estágio reprodutivo.

4.2. *Influência de fatores antrópicos e edáficos na regeneração natural e densidade de estágios ontogenéticos*

A densidade de regenerantes não foi afetada pelos níveis de extrativismo de folhas e frutos de *S. coronata*. A remoção de folhas resulta na perda de áreas foliar e de tecidos fotossinteticamente ativos, o que pode reduzir a capacidade fotossintética e acabar comprometendo a performance reprodutiva dos indivíduos e a regeneração das populações de plantas (Hernández-Barrios *et al.* 2012, Lopez-Toledo *et al.* 2018). No entanto, diversas espécies de palmeiras têm demonstrado ser tolerantes à remoção de folhas, apresentando, inclusive, maior produção de estruturas reprodutivas (Mendoza *et al.* 1987, Oyama & Mendoza 1990, Ratsirarson *et al.* 1996) quando expostas a eventos de coletas em baixa intensidade. Esse comportamento pode estar associado a mecanismos de mobilização de reservas energéticas ou o aumento na taxa fotossintética das novas folhas produzidas (Anten & Ackerly 2001, Calvo-Irabién *et al.* 2009, Lopez-Toledo *et al.* 2012). Em *S. coronata*, a produção de frutos parece não ser afetada pelo extrativismo de folhas, mas sim pelos atributos funcionais dos indivíduos, como tamanho da planta (Vide Capítulo III).

Os níveis de coleta de frutos praticados parecem não comprometer a taxa de fecundidade das populações. Estudos têm registrado que espécies de vida longa, caracterizadas por repetidos eventos de reprodução ao longo de vários, são capazes de suportar altos níveis de coleta de frutos sem que haja impactos negativos à persistência das populações (Bernal 1998, Zuidema & Boot 2002, Lima *et al.* 2013). Além disso, *S. coronata* produz frutos ao longo de todo o ano, com um mesmo indivíduo podendo produzir novos frutos em diferentes períodos (Lima & Scariot, dados não publicados), e assim a produção e maturação não sincronizada dos frutos permite que muitos frutos escapem da ação dos coletores e possam compor o bando de sementes do solo.

A densidade de regenerantes foi positivamente associada ($P < 0,01$) à densidade de indivíduos reprodutivos. Diferente do que tem sido observado em outras espécies de palmeiras, em ambientes de floresta tropical úmida (Salm 2006, Mariano & Christianini

2016, Draxler & Forget 2017), a densidade de plântulas de *S. coronata* apresentou alta correlação espacial negativa em relação à distância dos indivíduos reprodutivos ($r = - 0,57$; $P < 0,01$; V. Lima & A. Scariot, dados não publicados), contrariando o modelo de Janzen-Connell (Schupp 1992). Esse comportamento pode ser explicado pela baixa taxa de germinação, acúmulo de sementes próximas à planta parental e condições microclimáticas (menor nível de luminosidade) abaixo da coroa foliar. Nos estágios iniciais de vida, indivíduos de *S. coronata* apresentam maior crescimento em altura, número de folhas emitidas e massa seca total quando expostas a 30% de luminosidade do que em pleno sol (Carvalho *et al.* 2006).

A densidade de regenerantes foi negativamente associada à perturbação por agricultura ($P < 0,05$). O manejo dos ciclos de produção agrícola itinerante implica na remoção da cobertura vegetal e aragem da terra, perturbações que podem comprometer drasticamente a sobrevivência dos indivíduos regenerantes e a fecundidade da população (Pulido *et al.* 2007), afetando negativamente a estrutura demográfica de *S. coronata*. O aumento na taxa de mortalidade dos regenerantes, causado pelos impactos da agricultura e pecuária, pode impedir o recrutamento de novos indivíduos nas classes de tamanho subsequentes, resultando em lacunas na estrutura populacional (Pulido *et al.* 2007, Groenendijk *et al.* 2012, Domic *et al.* 2014). De fato, os resultados demonstram que a densidade de juvenis foi negativamente associada aos índices de produção agrícola e gado (Tabela 4), o que pode levar ao declínio populacional em médio e longo prazo se as perturbações não cessarem.

A distribuição geográfica de *S. coronata* parece ser determinada principalmente pelos parâmetros de precipitação, não sendo observado a registros de ocorrência da espécie em áreas com precipitação média anual inferior a 450 mm/ano (Vide Capítulo I). Embora dados de precipitação não tenham sido utilizados como variáveis preditoras na construção dos modelos de estrutura populacional, devido à indisponibilidade de dados recentes (histórico dos últimos dez anos) e que pudessem caracterizar as condições de cada local, é provável que a densidade de indivíduos de *S. coronata*, especialmente da classe regenerante, também seja influenciada pelos eventos de precipitação ou a ocorrência de anomalias climáticas, como períodos de seca prolongados.

5. Conclusão

Avaliações quanto ao estado de conservação e regeneração natural de espécies de PFNMs não devem focar apenas na densidade relativa de indivíduos nas menores classes de tamanho, mas especialmente na ausência de indivíduos entre as diferentes classes de tamanho, o que pode ser um indicativo de falha no recrutamento da população (Souza 2007, Groenendijk *et al.* 2012). Muitas populações de *S. coronata* apresentam esse perfil e, portanto, encontram-se ameaçadas pelas perturbações antrópicas.

Em áreas de produção agrícola indivíduos reprodutivos são mantidos pelos agricultores devido aos benefícios imediatos que podem ser obtidos de produtos de *S. coronata*, enquanto a ausência ou baixa quantidade de indivíduos dos primeiros estágios de vida da espécie decorre diretamente do processo de remoção da vegetação nativa e preparo do solo. O número reduzido de indivíduos regenerantes em áreas utilizadas prioritariamente como pastagem intensiva decorre da alta pressão de pastejo pelo gado, que em períodos de estiagem se alimentam das folhas, principalmente dos regenerantes e juvenis, flores e frutos de *S. coronata*. Populações de *S. coronata* submetidas frequentemente às perturbações impostas pela agricultura itinerante e o sobrepastoreio podem apresentar acentuado declínio populacional no curto e médio prazo, com sérios riscos de extinção em escala local.

A densidade de regenerantes foi maior nas populações em áreas de pastagem nativa, plantio de culturas perenes e de vegetação nativa. *S. coronata* não é a espécie forrageira preferencial do gado. Portanto, em áreas de pastagem nativa, a disponibilidade de outras espécies forrageiras pode reduzir a pressão de pastejo sobre os indivíduos de *S. coronata*, aumentando a probabilidade de sobrevivência dos regenerantes. Em áreas cercadas e utilizadas para o cultivo de espécies de ciclo perene, por exemplo, a palma forrageira (*Opuntia* ssp), a exclusão da pressão de pastejo e o tempo de pousio das áreas cultiváveis podem permitir que os regenerantes se estabeleçam e alcancem tamanhos maiores, podendo eventualmente alcançar a idade reprodutiva. Dessa forma, a manutenção das populações consorciadas com o plantio de culturas perenes e/ou pastagens nativas pode ser uma importante estratégia para a conservação e o manejo sustentável de *S. coronata*.

Os atuais níveis de colheita de folhas ou frutos não estão afetando a regeneração natural e a densidade de indivíduos reprodutivos de *S. coronata*, indicando baixa pressão sobre os parâmetros demográficos analisados. Os resultados corroboram a hipótese de que os parâmetros demográficos são determinados principalmente pelos tipos de uso da terra, e

não pelo histórico de extrativismo. Os impactos da exploração dos PFNMs implicam em danos mais severos aos parâmetros populacionais quando o produto extraído resulta na morte do indivíduo-alvo (Vallejo *et al.* 2014, Isaza *et al.* 2017). Além disso, em espécies de vida longa, a fecundidade frequentemente apresenta pouca contribuição relativa para a persistência das populações, que são, em sua maior parte, afetadas pela sobrevivência de indivíduos reprodutivos (Franco & Silvertown 2004, Ticktin 2004). No caso de *S. coronata*, tanto a remoção de folhas quanto a coleta de frutos podem não afetar negativamente as taxas vitais dos indivíduos e os parâmetros demográficos das populações ou seus efeitos podem ter sido mascarados pela magnitude dos impactos causados pelo pastoreio ou pela conversão dos ambientes de caatinga em áreas de produção agrícola. Dessa forma, estudos de dinâmica populacional, que permitem análises demográficas mais robustas (Caswell 2001, Morris & Doak 2002), podem ajudar a elucidar os efeitos das diferentes fontes de perturbação nas taxas vitais de crescimento, sobrevivência e reprodução dos indivíduos, e na persistência das populações em longo prazo.

6. Referência Bibliográfica

- ALVARES, C. A., J. L. STAPE, P. C. SENTELHAS, J. L. DE MORAES GONÇALVES, and G. SPAROVEK. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22: 711–728. Available at: http://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref.
- ANDRADE, W. M., M. A. RAMOS, W. M. SILVA SOUTO, J. S. BENTO-SILVA, U. P. ALBUQUERQUE, and E. DE L. ARAÚJO. 2015. Knowledge, uses and practices of the licuri palm (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) around protected areas in northeastern Brazil holding the endangered species Lear's Macaw (*Anodorhynchus leari*). *Trop. Conserv. Sci.* 8: 893–911.
- ANTEN, N. P. R., and D. D. ACKERLY. 2001. A new method of growth analysis for plants that experience periodic losses of leaf mass. *Funct. Ecol.* 15: 804–811. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.0269-8463.2001.00582.x>.
- APAC - AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. 2017. MONITORAMENTO PLUVIOMÉTRICO.
- AROUCHA, E. P. T. L., and M. L. AROUCHA. 2013. Boas Práticas de Manejo para o Extrativismo Sustentável do Licuri. Instituto Sociedade, População e Natureza, Brasília - DF Available at: <http://www.ispn.org.br/arquivos/licuri-WEB.pdf>.
- BARTON, K. 2019. Package 'MuMIn'. R Package Version 1.43.6.
- BELCHER, B., M. RUÍZ-PÉREZ, and R. ACHDIAWAN. 2005. Global patterns and trends in the use and management of commercial NTFPs: Implications for livelihoods and conservation. *World Dev.* 33: 1435–1452. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0305750X05000951>.
- BENCHIMOL, M., D. C. TALORA, E. MARIANO-NETO, T. L. S. OLIVEIRA, A. LEAL, M. S. MIELKE, and D. FARIA. 2017. Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on Arecaceae diversity in the Atlantic forest. *For. Ecol. Manage.* 384: 314–322.
- BERNAL, R. 1998. Demography of the vegetable ivory palm *Phytelephas seemannii* in Colombia, and the impact of seed harvesting. *J. Appl. Ecol.* 35: 64–74. Available at: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2664.1998.00280.x>.
- BONDAR, G. 1940. Palmeiras nativas do gênero *Cocos* da Bahia. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 18: 173–175.
- BOT, A., and J. BENITES. 2005. The importance of soil organic matter. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, Rome.
- BRANDT, A., and R. B. MACHADO. 1990. Área de alimentação e comportamento alimentar de *Anodorhynchus leari*. *Ararajuba* 1: 57–63.
- BRIAN, A., B. VENABLES, D. M. BATES, D. FIRTH, and M. B. RIPLEY. 2019. Package 'MASS'.
- BROKAMP, G., N. VALDERRAMA, M. MITTELBACH, C. A. R. GRANDEZ, A. S. BARFOD, and M. WEIGEND. 2011. Trade in Palm Products in North-Western South America. *Bot. Rev.* 77: 571–606.
- BURNHAM, K. P., and D. R. ANDERSON. 2002. Model selection and multimodel inference :

- a practical information-theoretic approach 2nd ed. K. P. Burnham and D. R. Anderson (Eds.). Model selection and inference, Colorado - USA Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380003004526>.
- BURNHAM, K. P., D. R. ANDERSON, and K. P. HUYVAERT. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: Some background, observations, and comparisons. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65: 23–35.
- CADE, B. S. 2015. Model averaging and muddled multimodel inferences. *Ecology* 96: 2370–2382. Available at: <https://doi.org/10.1890/14-1639.1>.
- CALVO-IRABIÉN, L., M. ZAPATA, and S. IRIARTE-VIVAR. 2009. EFFECTS OF LEAF HARVEST ON THRINAX RADIATA PALM : IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT AND CONSERVATION Author (s): LM Calvo-Irabién , MT Zapata and S Iriarte-Vivar Published by : Forest Research Institute Malaysia Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/236165>. *J. Trop. For. Sci.* 21: 34–44. Available at: <http://www.jstor.org/stable/23616560>.
- CAMPOS, J. L. A. 2017. ECOLOGIA E SUSTENTABILIDADE DO EXTRATIVISMO DO OURICURI (SYAGRUS CORONATA (MART.) BECC.) PELOS ÍNDIOS FULNI-Ô NO NORDESTE DO BRASIL EM UM CENÁRIO DE MUDANÇAS AMBIENTAIS E CULTURAIS. UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO, PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA, RECIFE. 193P.
- CAMPOS, J. L. A., E. DE LIMA ARAÚJO, O. G. GAOUÉ, and U. P. ALBUQUERQUE. 2018. How can local representations of changes of the availability in natural resources assist in targeting conservation? *Sci. Total Environ.* 628–629: 642–649. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.064>.
- CAMPOS, L. Z. DE LIVEIRA, U. P. ALBUQUERQUE, N. PERONI, and E. L. ARAÚJO. 2015. Do socioeconomic characteristics explain the knowledge and use of native food plants in semiarid environments in Northeastern Brazil? *J. Arid Environ.* 115: 53–61.
- CARVALHO, N. O. S., C. R. PELACANI, M. O. D. S. RODRIGUES, and I. C. CREPALDI. 2005. Uso de substâncias reguladoras e não-específicas na germinação de sementes de licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.). *Sitientibus Série Ciências Biológicas* 5: 28–32.
- CARVALHO, N. O. S., C. R. PELACANI, M. O. D. S. RODRIGUES, and I. C. CREPALDI. 2006. Crescimento inicial de plantas de licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) em diferentes níveis de luminosidade. *Rev. Árvore* 30: 351–357. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622006000300005&script=sci_arttext.
- CASTRO, R. A. DE, J. R. FABRICANTE, and J. A. DE SIQUEIRA FILHO. 2016. A importância da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. para a conservação da riqueza e diversidade de espécies epífitas vasculares na Caatinga. *Rev. Árvore* 40: 1–12. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622016000100001&lng=pt&tlng=pt.
- CASWELL, H. 2001. *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation* 2nd editio. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- CHAUCHARD, S., C. CARCAILLET, and F. GUIBAL. 2007. Patterns of land-use abandonment control tree-recruitment and forest dynamics in mediterranean mountains. *Ecosystems* 10: 936–948.

- CONDEPE/FIDEM. ÁGUAS BELAS: PERFIL MUNICIPAL. RECIFE, 2016.
- CONDIT, SUKUMAR, HUBBELL, and FOSTER. 1998. Predicting Population Trends from Size Distributions: A Direct Test in a Tropical Tree Community. *Am. Nat.* 152: 495. Available at: <https://www.jstor.org/stable/10.2307/2463353>.
- CORADIN, L., J. CAMILLO, and F. G. C. PAREYN. 2018. Espécies Nativas da Flora Brasileira de Valor Econômico Atual ou Potencial Planta. *Plantas para o Futuro: Região Nordeste S. de B. Ministério do Meio Ambiente (Ed.). Série Biodiversidade, Brasília, DF* Available at: <http://www.mma.gov.br/publicacoes/biodiversidade/category/142-serie-biodiversidade.html>.
- DA COSTA, G. M., D. CARDOSO, L. P. DE QUEIROZ, and A. A. CONCEIÇÃO. 2015. Variações locais na riqueza florística em duas ecorregiões de caatinga. *Rodriguesia* 66: 685–709.
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. 2005. PROJETO CADASTRO DE FONTES DE ABASTECIMENTO POR ÁGUA SUBTERRÂNEA. DIAGNÓSTICO DO MUNICÍPIO DE ÁGUAS BELAS, ESTADO DE PERNAMBUCO. MASCARENHAS, J. C., BELTRÃO, B. A., SOUZA JÚNIOR, L. C., GALVÃO, M, J. T. G., PEREIRA, N. S. & MIRANDA, J. L. F. (ORGS). RECIFE: CPRM/PRODEEM
- CREPALDI, I. C., A.-M. L. BICUDO, M. D. G. RIO, M. D. V. C. PENTEADO, and A. SALATINO. 2001. Composição nutricional do fruto de licuri (*Syagrus coronata* (Martius) Beccari). *Rev. Bras. Botânica* 24: 155–159. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042001000200004&lng=pt&nrm=iso&tIng=pt.
- CREPALDI, I., A. SALATINO, and A. RIOS. 2004. *Syagrus coronata* and *Syagrus vagans*: Traditional exploitation in Bahia, Brazil. *Palms* 48: 43–48. Available at: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:coronata+and+Syagrus+vagens+:+Traditional+Exploitation+in+Bahia+,+Brazil#0%5Cnhttp://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Syagrus+coronata+and+Syagrus+vagens+:+Traditional+expl>.
- DOMIC, A. I., G. R. CAMILO, and J. M. CAPRILES. 2014. Small-scale Farming and Grazing Reduce Regeneration of *Polylepis tomentella* (Rosaceae) in the Semiarid Andes of Bolivia. *Biotropica* 46: 106–113.
- DRACXLER, C. M., and P.-M. FORGET. 2017. Seed caching by rodents favours seedling establishment of two palm species in a lowland Atlantic forest remnant. *J. Trop. Ecol.* 33: 228–231.
- DROBNIK, J., C. RÖMERMANN, M. BERNHARDT-RÖMERMANN, and P. POSCHLOD. 2011. Adaptation of plant functional group composition to management changes in calcareous grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 145: 29–37. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.021>.
- DRUMOND, M. A. 2007. Licuri *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. *In* Documentos - on line. p. 16, Embrapa Semiárido, Petrolina - PE.
- EISERHARDT, W. L., J. C. SVENNING, W. D. KISSLING, and H. BALSLEV. 2011. Geographical ecology of the palms (Arecaceae): Determinants of diversity and distributions across spatial scales. *Ann. Bot.* 108: 1391–1416.
- EMANUEL, P. L., C. M. SHACKLETON, and J. S. BAXTER. 2005. Modelling the sustainable harvest of *Sclerocarya birrea* subsp. *caffra* fruits in the South African lowveld. *For.*

Ecol. Manage. 214: 91–103.

- ENDRESS, B. A., D. L. GORCHOV, and R. B. NOBLE. 2004. NON-TIMBER FOREST PRODUCT EXTRACTION: EFFECTS OF HARVEST AND BROWSING ON AN UNDERSTORY PALM. *Ecol. Appl.* 14: 1139–1153. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1890/02-5365>.
- FRANCO, M., and J. SILVERTOWN. 2004. A COMPARATIVE DEMOGRAPHY OF PLANTS BASED UPON ELASTICITIES OF VITAL RATES. *Ecology* 85: 531–538. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380005000190>.
- GAOUE, O. G., C. C. HORVITZ, T. TICKTIN, U. K. STEINER, and S. TULJAPURKAR. 2013. Defoliation and bark harvesting affect life-history traits of a tropical tree. *J. Ecol.* 101: 1563–1571.
- GAOUE, O. G., and T. TICKTIN. 2010. Efectos de la Cosecha de Productos Forestales No Maderables y Diferencias Ecológicas entre Sitios sobre la Demografía de Caoba Africana. *Conserv. Biol.* 24: 605–614.
- GATSUK, L. E., O. V. SMIRNOVA, L. I. VORONTZOVA, L. B. ZAUGOLNOVA, and L. A. ZHUKOVA. 1980. Age States of Plants of Various Growth Forms: A Review. *J. Ecol.* 68: 675. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2259429?origin=crossref>.
- GIROLDO, A. B., and A. SCARIOT. 2015. Land use and management affects the demography and conservation of an intensively harvested Cerrado fruit tree species. *Biol. Conserv.* 191: 150–158. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.020>.
- GIULIETTI, A. M., N. BOCAGE, A. A. J. F. CASTRO, C. GAMARRA-ROJAS, E. SAMPAIO, J. VIRGÍNIO, L. QUEIROZ, M. FIGUIREDO, M. RODAL, M. BARBOSA, and R. HARLEY. 2004. Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga.
- GOTELLI, N. J., and A. M. ELLISON. 2011. *Princípios de Estatística em Ecologia* 1st ed. Artmed (Ed.). Porto Alegre - RS.
- GROENENDIJK, P., A. ESHETE, F. J. STERCK, P. A. ZUIDEMA, and F. BONGERS. 2012. Limitations to sustainable frankincense production: Blocked regeneration, high adult mortality and declining populations. *J. Appl. Ecol.* 49: 164–173.
- HERNÁNDEZ-BARRIOS, J. C., N. P. R. ANTEN, D. D. ACKERLY, and M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2012. Defoliation and gender effects on fitness components in three congeneric and sympatric understory palms. *J. Ecol.* 100: 1544–1556.
- HETT, J. M., and O. L. LOUCKS. 1976. Age Structure Models of Balsam Fir and Eastern Hemlock. *J. Ecol.* 64: 1029. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2258822?origin=crossref>.
- HUTCHINGS, M. J. 1997. The Structure of Plant Populations. *In Plant Ecology*. pp. 325–358, Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1002/9781444313642.ch11>.
- IBGE. 2017. PRODUÇÃO DA EXTRAÇÃO VEGETAL E DA SILVICULTURA – PEVS. DISPONÍVEL EM: <HTTPS://SIDRA.IBGE.GOV.BR/PESQUISA/PEVS/QUADROS/BRASIL/2017>.
- ISAZA, C., R. BERNAL, G. GALEANO, and C. MARTORELL. 2017. Demography of *Euterpe precatoria* and *Mauritia flexuosa* in the Amazon: application of integral projection models for their harvest. *Biotropica* 49: 653–664.
- JOHNSON, D. V. 2010. *Tropical Palms: Revision Series: Non-Wood Forest Products* 10

- (Ed.). Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- JURISCH, K., K. HAHN, R. WITTIG, and M. BERNHARDT-RÖMERMANN. 2012. Population Structure of Woody Plants in Relation to Land Use in a Semi-arid Savanna, West Africa. *Biotropica* 44: 744–751.
- KAHN, F. 1991. Palms as key swamp forest resources in Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 38: 133–142.
- KOMSTA, L., and F. NOVOMESTKY. 2015. Package ‘ moments ’. Moments, cumulants, skewness, kurtosis and related tests. Version 0.14.
- LAL, R. 1996. Deforestation and land-use effects on soil degradation and rehabilitation in western Nigeria. II. Soil chemical properties. *L. Degrad. Dev.* 7: 87–98.
- LEOPOLD, L. B., F. E. CLARKE, B. B. HANSHAW, and J. R. BALSLEY. 1971. A procedure for evaluating environmental impact.
- LIMA, D. M., T. SIMONE, and G. KLEBER. 2014. Dieta por *Anodorhynchus leari* Bonaparte, 1856 (Aves: Psittacidae) em palmeira de licuri na caatinga baiana. *Atualidades Ornitológicas* 178: 50–54.
- LIMA, I. L. P., A. SCARIOT, and A. B. GIROLDO. 2013. Sustainable Harvest of *Mangaba* (*Hancornia speciosa*) Fruits in Northern Minas Gerais, Brazil. *Econ. Bot.* 67: 234–243.
- LOPES, H. S. S., M. G. DE MEDEIROS, J. R. SILVA, F. A. M. JÚNIOR, M. N. DOS SANTOS, and R. O. BATISTA. 2012. Biomassa microbiana e matéria orgânica em solo de Caatinga, cultivado com melão na Chapada do Apodi, Ceará. *Rev. Ceres* 59: 565–570.
- LOPEZ-TOLEDO, L., N. P. R. ANTEN, B. A. ENDRESS, D. D. ACKERLY, and M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2012. Resilience to chronic defoliation in a dioecious understory tropical rain forest palm. *J. Ecol.* 100: 1245–1256.
- LOPEZ-TOLEDO, L., A. PEREZ-DECCELIS, F. MACEDO-SANTANA, E. CUEVAS, and B. A. ENDRESS. 2018. Chronic leaf harvesting reduces reproductive success of a tropical dry forest palm in northern Mexico. *PLoS One* 13: 1–16.
- MACÍA, M. J., P. J. ARMESILLA, R. CÁMARA-LERET, N. PANIAGUA-ZAMBRANA, S. VILLALBA, H. BALSLEV, and M. PARDO-DE-SANTAYANA. 2011. Palm Uses in Northwestern South America: A Quantitative Review. *Bot. Rev.* 77: 462–570.
- MANDLE, L., and T. TICKTIN. 2012. Interactions among fire, grazing, harvest and abiotic conditions shape palm demographic responses to disturbance. *J. Ecol.* 100: 997–1008.
- MANDLE, L., T. TICKTIN, and P. A. ZUIDEMA. 2015. Resilience of palm populations to disturbance is determined by interactive effects of fire, herbivory and harvest. *J. Ecol.* 103: 1032–1043.
- MARIANO, V., and A. V. CHRISTIANINI. 2016. Reproductive phenology, seed removal and early regeneration in relation to distance from parental plants of a native palm in small Atlantic forest fragments. *Acta Bot. Brasilica* 30: 176–182.
- MARSHALL, E., K. SCHNECKENBERG, and A. C. NEWTON. 2006. Commercialization of non-timber forest products E. Marshall, K. Schreckenber, and A. C. Newton (Eds.). UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK Available at: www.unep-wcmc.org/forest/ntfp.

- MARTÍNEZ-BALLESTÉ, A., C. MARTORELL, and J. CABALLERO. 2006. Cultural or ecological sustainability? The effect of cultural change on Sabal palm management among the lowland Maya of Mexico. *Ecol. Soc.* 11.
- MEDEIROS, M. J., M. T. OLIVEIRA, L. WILLADINO, and M. G. SANTOS. 2015a. Overcoming seed dormancy using gibberellic acid and the performance of young *Syagrus coronata* plants under severe drought stress and recovery. *Plant Physiol. Biochem.* 97: 278–286.
- MEDEIROS, M. J., M. T. OLIVEIRA, L. WILLADINO, and M. G. SANTOS. 2015b. Overcoming seed dormancy using gibberellic acid and the performance of young *Syagrus coronata* plants under severe drought stress and recovery. *Plant Physiol. Biochem.* 97: 278–286. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0981942815301285>.
- MENDIBURU, F. DE. 2019. Package ‘agricolae’ Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/agricolae/index.html>.
- MENDOZA, A., D. PINERO, and J. SARUKHAN. 1987. Effects of Experimental Defoliation on Growth, Reproduction and Survival of *Astrocaryum Mexicanum*. *J. Ecol.* 75: 545. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2260433?origin=crossref>.
- MMA. 2007. ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO, USO SUSTENTÁVEL E REPARTIÇÃO DE BENEFÍCIOS DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA.
- MORI, Y., M. IIZUKA, T. TARUMI, and Y. TANAKA. 2007. Variable Selection in Principal Component Analysis. *In* *Statistical Methods for Biostatistics and Related Fields*. pp. 265–283, Springer Berlin Heidelberg. Available at: http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-32691-5_14.
- MORRIS, W. F., and D. F. DOAK. 2002. Quantitative conservation biology.
- MYERS, N. 1988. Tropical Forests: Much More Than Stocks of Wood. *J. Trop. Ecol.* 4: 209–221.
- NETO, J. R. D. S., and M. CAMANDAROBA. 2008. Mapeamento dos sítios de alimentação da arara-azul-de-Lear *Anodorhynchus leari* (Bonaparte, 1856). *Ornithologia* 3: 1–17.
- NEUMANN, R. P., and E. HIRSCH. 2000. Commercialisation of non-timber forest products: review and analysis of research. Center for International Forestry Research Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia Available at: <https://www.cifor.org/library/723/>.
- NOBLICK, L. R. 1986. Palmeiras das caatingas da Bahia e suas potencialidades econômicas. *Simpósio sobre a Caatinga e sua Explor. Racion.* 99–115. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000084&pid=S0100-8404200100020000400027&lng=en.
- NOBLICK, L. R. 2017. A revision of the genus *Syagrus* (Arecaceae). *Phytotaxa* 294: 1–262.
- OYAMA, K., and A. MENDOZA. 1990. Effects of Defoliation on Growth, Reproduction, and Survival of a Neotropical Dioecious Palm, *Chamaedorea tepejilote*. *Biotropica* 22: 119. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2388403?origin=crossref>.
- PAVINATO, P. S., and C. A. ROSELEM. 2008. Disponibilidade de nutrientes no solo - Decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 32: 911–920.
- PERES, C. A. 2010. Overexploitation. *In* *Conservation Biology for All*. pp. 107–130,

Oxford University Press. Available at:

<http://www.oxfordscholarship.com/view/10.1093/acprof:oso/9780199554232.001.0001/acprof-9780199554232-chapter-7>.

- PERES, C. A., A. R. WATKINSON, D. W. YU, C. BAIDER, P. A. ZUIDEMA, L. H. O. WADT, D. A. P. GOMES-SILVA, K. A. KAINER, R. P. SALOMAO, L. L. SIMÕES, E. R. N. FRANCIOSI, F. CORNEJO VALVERDE, R. GRIBEL, G. H. SHEPARD JR., M. KANASHIRO, P. COVENTRY, and R. P. FRECKLETON. 2003. Demographic Threats to the Sustainability of Brazil Nut Exploitation. *Science* (80-). 302: 2112–2114.
- PETERS, C. M. 1994. Sustainable harvest of non-timber plant resources in tropical moist forests: an ecological primer. *Environ. Conserv. Sci. Biodivers. Progr. Ecol. Appl.*
- PRADO, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul. *In Ecologia e Conservação da Caatinga*.
- PULIDO, M. T., T. VALVERDE, and J. CABALLERO. 2007. Variation in the population dynamics of the palm *Sabal yapa* in a landscape shaped by shifting cultivation in the Yucatan Peninsula, Mexico. *J. Trop. Ecol.* 23: 139–149.
- RAMAKRISHNAPPA, K. 2002. Impact of Cultivation and Gathering of Medicinal Plants on Biodiversity: Cases Studies from India. *In Biodiversity and the ecosystem approach in agriculture, forestry and fisheries*.
- RATSIRARSON, J., J. A. SILANDER, and A. F. RICHARD. 1996. Conservation and Management of a Threatened Madagascar Palm Species, *Neodypsis decaryi*, Jumelle. *Conservación y manejo de la especie de palmera de Madagascar en peligro Neodypsis decaryi, Jumelle. Conserv. Biol.* 10: 40–52. Available at: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10010040.x>.
- RIBEIRO, E. M. S., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, B. A. SANTOS, M. TABARELLI, and I. R. LEAL. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *J. Appl. Ecol.* 52: 611–620.
- RIPLEY, M. B. 2019. Package ‘boot.’
- ROCHA, K. M. R. 2009. Biologia reprodutiva da palmeira licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) (Arecaceae) na Ecorregião do Raso da Catarina, Bahia. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Available at: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/5510>.
- RODRIGUES, M. O. S., A. LIMA-BRITO, N. O. CARVALHO, I. C. CREPALDI, and C. R. PELACANI. 2006. Viabilidade de sementes de licuri (*Syagrus coronata* (mart.) becc.) durante o armazenamento. *Sitientibus Série Ciências* 6: 50–55.
- RUFINO, M. U. DE L., J. T. DE M. COSTA, V. A. DA SILVA, and L. DE H. C. ANDRADE. 2008. Conhecimento e uso do ouricuri (*Syagrus coronata*) e do babaçu (*Orbignya phalerata*) em Buíque, PE, Brasil. *Acta Bot. Brasilica* 22: 1141–1149.
- SÁ, D., A. SCARIOT, and J. B. FERREIRA. 2018. Effects of ecological and anthropogenic factors on population demography of the harvested *Butia capitata* palm in the Brazilian Cerrado. *Biodivers. Conserv.* Available at: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1669-9>.
- SALCEDO, I. H., H. TIESSEN, and E. V. S. B. SAMPAIO. 1997. Nutrient availability in, soil samples from shifting cultivation sites in the semi-arid Caatinga of NE Brazil. *Agric.*

- Ecosyst. Environ. 65: 177–186.
- SALM, R. 2006. Arborescent palm seed morphology and seedling distribution. *Brazilian J. Biol.* 65: 711–716.
- SAMPAIO, M. B., and A. SCARIOT. 2008. Growth and reproduction of the understory palm *Geonoma schottiana* Mart. in the gallery forest in Central Brazil. *Rev. Bras. Botânica* 31: 433–442.
- SANTOS-MOURA, S. DA S., E. P. GONÇALVES, L. D. F. DE A. MELO, L. G. PAIVA, and T. M. DA SILVA. 2016. Morphology of fruits, diaspores, seeds, seedlings, and saplings of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. *Biosci. J.* 32: 652–660.
- SCHULZ, K., M. GUSCHAL, I. KOWARIK, J. S. ALMEIDA-CORTEZ, E. V. S. B. SAMPAIO, and A. CIERJACKS. 2018. Grazing, forest density, and carbon storage: towards a more sustainable land use in Caatinga dry forests of Brazil. *Reg. Environ. Chang.* 18: 1969–1981.
- SCHUMANN, K., R. WITTIG, A. THIOMBIANO, U. BECKER, and K. HAHN. 2010. Impact of land-use type and bark- and leaf-harvesting on population structure and fruit production of the baobab tree (*Adansonia digitata* L.) in a semi-arid savanna, West Africa. *For. Ecol. Manage.* 260: 2035–2044. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.009>.
- SCHUMANN, K., R. WITTIG, A. THIOMBIANO, U. BECKER, and K. HAHN. 2011. Impact of land-use type and harvesting on population structure of a non-timber forest product-providing tree in a semi-arid savanna, West Africa. *Biol. Conserv.* 144: 2369–2376. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.018>.
- SCHUPP, E. W. 1992. The Janzen-Connell Model for Tropical Tree Diversity: Population Implications and the Importance of Spatial Scale. *Am. Nat.* 140: 526–530. Available at: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/285426>.
- SHACKLETON, C. M., T. TICKTIN, and A. B. CUNNINGHAM. 2018. Nontimber forest products as ecological and biocultural keystone species. *Ecol. Soc.* 23.
- EI/BA – SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. 2014. ESTATÍSTICAS DOS TERRITÓRIOS BAIANOS. SALVADOR, FASC. 3:1-14.
- SEI/BA – SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. 2016. PERFIL DOS TERRITÓRIOS DE IDENTIDADE. SALVADOR, SEI, SÉRIE TERRITÓRIOS DE IDENTIDADE DA BAHIA, v.2. 259p.
- SHANLEY, P., and G. MEDINA. 2005. Frutíferas e plantas úteis na vida amazônica P. Shanley and G. Medina (Eds.). CIFOR - Imazon, Belém Available at: <https://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/livros/rutiferas-e-plantas-uteis-na-vida-amazonica.pdf>.
- SILVA, F.B.R., ET AL. 2001. ZONEAMENTO AGROECOLÓGICO DO ESTADO DE PERNAMBUCO. RECIFE: EMBRAPA SOLOS-UNIDADE DE EXECUÇÃO DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO-UEP RECIFE. (EMBRAPA SOLOS. DOCUMENTOS, 35). 1 CD ROM.
- SILVA, E. G. 2010. IMPLICAÇÕES DA ATIVIDADE EXTRATIVISTA SOBRE A ESTRUTURA POPULACIONAL, DENSIDADE E VIABILIDADE DO BANCO DE SEMENTES DE SYAGRUS CORONATA (MART.) BECCARI. DISSERTAÇÃO DE MESTRADO, UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA, SALVADOR-BA. 82p.

- SINGH, S. P. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environ. Conserv.* 25: 1–2. Available at: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0376892998000010/type/journal_article.
- SOUZA, A. F. 2007. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecol.* 32: 524–533.
- DE SOUZA, I. F., A. F. SOUZA, M. A. PIZO, and G. GANADE. 2010. Using tree population size structures to assess the impacts of cattle grazing and eucalypts plantations in subtropical South America. *Biodivers. Conserv.* 19: 1683–1698.
- SVENNING, J.-C. 2001. On the role of microenvironmental heterogeneity in the ecology and diversification of neotropical rain-forest palms (*Arecaceae*). *Bot. Rev.* 67: 1–53. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/BF02857848>.
- SYMONDS, M. R. E., and A. MOUSSALLI. 2011. A brief guide to model selection , multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike ' s information criterion. 65: 13–21.
- TICKTIN, T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *J. Appl. Ecol.* 41: 11–21.
- TICKTIN, T., R. GANESAN, M. PARAMESHA, and S. SETTY. 2012. Disentangling the effects of multiple anthropogenic drivers on the decline of two tropical dry forest trees. *J. Appl. Ecol.* 49: 774–784.
- VALLEJO, M. I., G. GALEANO, R. BERNAL, and P. A. ZUIDEMA. 2014. The fate of populations of *Euterpe oleracea* harvested for palm heart in Colombia. *For. Ecol. Manage.* 318: 274–284. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.028>.
- VARGHESE, A., T. TICKTIN, L. MANDLE, and S. NATH. 2015. Assessing the effects of multiple stressors on the recruitment of fruit harvested trees in a tropical dry forest, Western Ghats, India. *PLoS One* 10: 1–17.
- VELLOSO, A. L., A. L. VELLOSO, A. M. GIULIETTI, D. C. OREN, E. E. DE MIRANDA, and S. KEEL. 2002. Ecorregiões: Propostas para o Bioma Caatinga. Recife - PE Available at: http://www.mma.gov.br/estruturas/203/_arquivos/ecorregioes_site_203.pdf.
- VIRILLO, C. B., F. R. MARTINS, J. Y. TAMASHIRO, and F. A. M. DOS SANTOS. 2011. Is size structure a good measure of future trends of plant populations? an empirical approach using five woody species from the Cerrado (Brazilian savanna). *Acta Bot. Brasilica* 25: 593–600.
- WITKOWSKI, E. T. F., and B. B. LAMONT. 1996. Nutrient Losses from Commercial Picking and Cockatoo Removal of *Banksia hookeriana* Blooms at the Organ, Plant and Site Levels. *J. Appl. Ecol.* 33: 131. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2405022?origin=crossref>.
- YAMASHITA, C. 1987. Field observations and comments on the Indigo Macaw (*Anodorhynchus leari*), a highly endangered species from northeastern Brazil. *Wilson Bull.* 99: 280–282.
- ZUIDEMA, P. A., and R. G. A. BOOT. 2002. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: Impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. *J. Trop. Ecol.* 18: 1–31.

ZUUR, A. F., E. N. IENO, N. WALKER, A. A. SVELIEV, and G. M. SMITH. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer New York, New York, NY
Available at: <http://link.springer.com/10.1007/978-0-387-87458-6>.

Material Suplementar

Tabela S1: Resultados da análise de granulometria e fertilidade do solo para 43 populações de *Syagrus coronana* (Mart.) Becc. - Arecaceae.

Código	pH	P	Ca	Mg	K	Na	Al	H+Al	MO	C	N	SB	CTC	Sat. Base	Argila	Areia	Silte
G7A8M8E7	5,3	1,5	2,4	1,1	0,5	0,3	0,0	3,4	6,2	3,6	0,2	4,3	7,7	56	175	775	50
G5A8M7E6	5,4	2,5	0,7	0,2	0,5	0,1	0,3	3,0	10,3	6,0	0,2	1,5	4,5	34	175	800	25
G0A7M7E5	5,9	7,5	2,1	0,8	0,3	0,1	0,0	2,5	5,7	3,3	0,2	3,3	5,8	57	175	800	25
G7A8M6E8	5,7	2,6	1,6	0,5	0,6	0,1	0,0	3,0	10,3	6,0	0,2	2,7	5,7	48	300	675	25
G3A3M3E3	6,1	3,8	3,3	0,9	0,3	0,1	0,0	3,0	6,2	3,6	0,3	4,6	7,6	61	300	675	25
G4A0M5E0	6,0	2,7	1,6	0,6	0,1	0,1	0,0	3,0	18,0	10,5	0,2	2,4	5,4	44	225	725	50
G5A0M5E5a	5,7	2,6	1,3	0,5	0,5	0,1	0,0	3,7	22,9	13,3	0,3	2,4	6,0	39	275	700	25
G0A7M7E3	5,1	2,3	1,0	0,4	0,2	0,1	0,1	4,0	7,0	4,1	0,2	1,7	5,7	30	250	725	25
G7A0M8E0	6,0	3,5	25,0	2,0	1,0	0,2	0,0	2,2	39,0	22,7	0,3	28,3	30,5	93	500	475	25
G4A5M6E5	5,8	2,9	2,4	0,7	0,2	0,1	0,0	3,2	5,2	3,0	0,3	3,4	6,6	52	300	675	25
G0A6M6E4	4,9	1,0	0,9	0,4	0,2	0,1	0,3	2,7	0,5	0,3	0,2	1,6	4,3	37	225	750	25
G7A0M7E7	6,0	1,7	2,4	0,8	0,2	0,1	0,0	3,0	5,2	3,0	0,2	3,5	6,5	54	250	725	25
G5A7M8E4	5,9	2,7	4,8	1,5	0,5	0,1	0,0	2,7	8,8	5,1	0,3	6,9	9,6	72	325	575	100
G4A4M6E5	5,9	1,0	0,6	0,3	0,1	0,1	0,4	3,4	0,5	0,3	0,2	1,1	4,4	24	225	700	75
G6A7M6E6	5,8	1,4	5,4	1,0	0,4	0,1	0,0	3,0	6,2	3,6	0,6	6,9	9,9	70	350	550	100
G5A0M8E5	4,8	0,9	1,4	0,4	0,2	0,1	0,1	4,0	9,3	5,4	0,6	2,1	6,1	34	350	600	50
G3A0M0E0a	4,7	0,8	0,5	0,2	0,1	0,1	0,4	3,2	0,5	0,3	0,3	0,8	4,0	21	150	825	25
G6A9M7E4	6,1	5,5	1,1	0,4	0,6	0,4	0,1	2,5	14,6	8,5	0,5	2,4	4,9	49	275	700	25
G6A8M6E8	6,1	2,5	1,5	0,4	0,3	0,1	0,2	2,5	9,3	5,4	0,4	2,3	4,8	48	250	600	150
G0A0M6E4	5,5	2,2	2,3	0,7	0,6	0,1	0,3	4,0	8,1	4,7	0,7	3,7	7,7	48	150	675	175
G6A5M6E8	6,0	1,9	2,6	0,8	0,3	0,1	0,0	4,0	8,4	4,9	0,3	3,7	7,7	48	275	650	75
G4A8M6E5	5,4	1,3	4,6	0,8	0,3	0,1	0,0	4,0	5,7	3,3	0,7	5,8	9,7	59	375	525	100
G7A0M7E4a	5,5	1,3	2,2	0,6	0,2	0,1	0,0	4,0	6,2	3,6	0,7	3,1	7,1	44	225	725	50
G0A9M7E7	5,8	2,0	4,0	1,2	0,2	0,1	0,0	3,0	12,9	7,5	0,6	5,4	8,4	64	200	775	25

Código	pH	P	Ca	Mg	K	Na	Al	H+Al	MO	C	N	SB	CTC	Sat. Base	Argila	Areia	Silte
G4A0M4E0	5,7	6,8	3,6	0,8	0,5	0,1	0,0	3,4	12,2	7,1	0,3	5,0	8,4	60	300	675	25
G0A0M5E0	5,0	1,4	2,6	1,2	0,2	0,1	0,0	4,6	5,7	3,3	0,3	4,0	8,6	47	225	725	50
G5A0M5E5b	4,7	1,1	0,6	0,3	0,1	0,1	0,5	3,7	3,6	2,1	0,3	1,1	4,8	23	225	750	25
G7A0M7E6	4,9	1,2	0,9	0,4	0,1	0,1	0,1	3,4	8,2	4,8	0,3	1,5	4,9	30	225	750	25
G7A0M7E4b	6,0	2,6	3,3	0,5	0,4	0,1	0,0	1,9	4,1	2,4	0,3	4,3	6,2	69	250	725	25
G6A0M8E4	5,2	2,4	1,3	0,5	0,3	0,1	0,9	3,7	5,1	3,0	0,2	2,1	5,8	37	275	700	25
G6A0M4E6	5,9	1,0	1,4	0,7	0,4	0,1	0,3	3,7	7,0	4,1	0,3	2,6	6,3	41	400	475	125
G3A0M4E6	5,2	1,9	5,2	1,5	0,3	0,2	0,1	4,0	7,2	4,2	0,3	7,1	11,1	64	225	675	100
G3A0M0E0b	5,1	1,1	0,6	0,2	0,1	0,1	0,3	2,7	0,5	0,3	0,4	1,0	3,6	26	150	825	25
G6A0M6E5a	4,8	0,7	1,0	0,4	0,1	0,1	0,4	4,0	0,5	0,3	0,2	1,6	5,6	28	250	725	25
G7A0M7E4c	5,9	7,5	4,8	0,5	0,5	0,1	0,0	1,8	17,2	10,0	0,2	5,9	7,6	76	275	675	50
G6A0M6E5b	5,0	1,1	0,5	0,2	0,1	0,1	0,5	4,0	3,6	2,1	0,2	0,9	4,9	18	150	825	25
G0A8M6E7	4,5	1,6	0,9	0,3	0,1	0,1	0,4	3,7	5,7	3,3	0,2	1,4	5,1	27	225	750	25
G8A0E7M7	5,7	1,1	2,5	0,6	0,3	0,1	0,0	5,9	0,5	0,3	0,2	3,5	9,4	37	175	775	50
G0A7M4E0	5,8	1,0	3,2	0,7	0,3	0,1	0,0	2,2	3,1	1,8	0,2	4,3	6,5	66	175	725	100
G6A0M7E8	5,7	1,1	1,9	0,4	0,2	0,1	0,1	3,0	7,2	4,2	0,7	2,6	5,6	47	225	750	25
G4A6M5E6	5,2	1,4	1,6	0,6	0,6	0,1	0,0	3,7	3,1	1,8	0,6	2,9	6,6	44	150	800	50
G5A0M7E7	5,3	0,8	1,1	0,6	0,2	0,1	0,1	4,0	16,8	9,8	0,7	2,0	6,0	34	250	700	50
G0A5M6E6	4,3	0,7	0,4	0,1	0,1	0,0	0,6	4,6	6,2	3,6	0,6	0,6	5,2	12	250	700	50

Tabela S2: Eigenvalue, variância retida acumulada e loadings nos dois primeiros eixos da componente principal da variável textura de solo.

	PC1	PC2
Eigenvalue	12295,2	1839,6
Variância retida	86,9%	13,0%
Variância acumulada	86,9%	99,9%
Argila	0,63	0,52
Areia	-0,76	0,28
Silte	0,13	-0,80

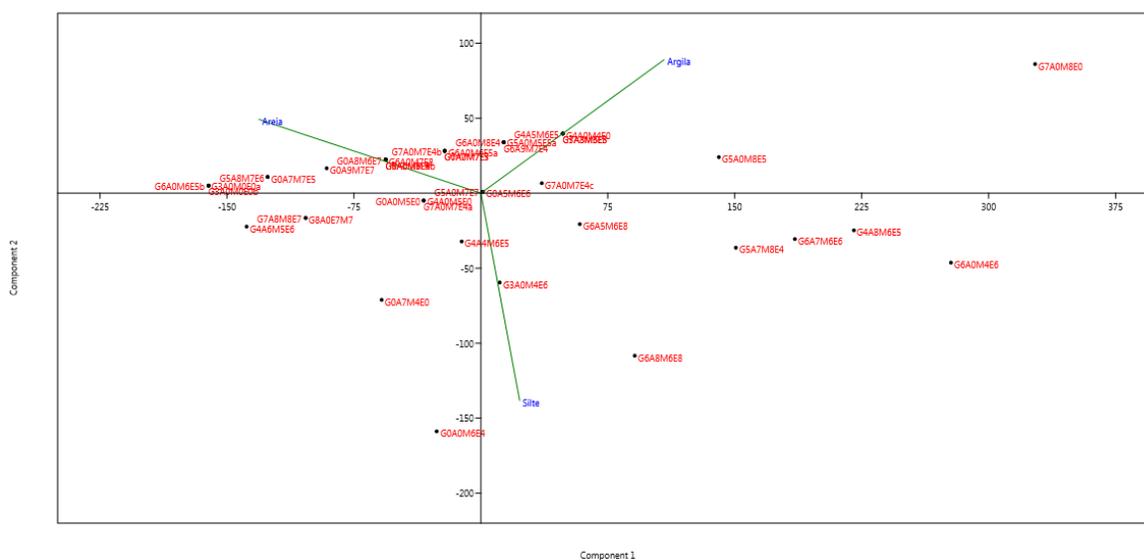


Figura S1: Distribuição dos pontos correspondentes às populações de *Syagrus coronata* definido pelos dois primeiros eixos da componente principal para a variável de textura.

Tabela S2: Eigenvalue, variância retida acumulada e loadings nos dois primeiros eixos da componente principal das variáveis de fertilidade de solo.

	PC1	PC2
Eigenvalue	342,4	52,4
Variância retida	83,8%	12,8%
Variância acumulada	83,8%	96,6%
pH	0,018	-0,006
P	0,046	0,015
H+Al	-0,022	0,008
Al	-0,007	0,003
MO	0,220	0,772
C	0,128	0,449
N	2,74 e-05	0,000
SB	0,181	0,217
CTC	0,159	0,225
V(SatBase)	0,935	-0,323

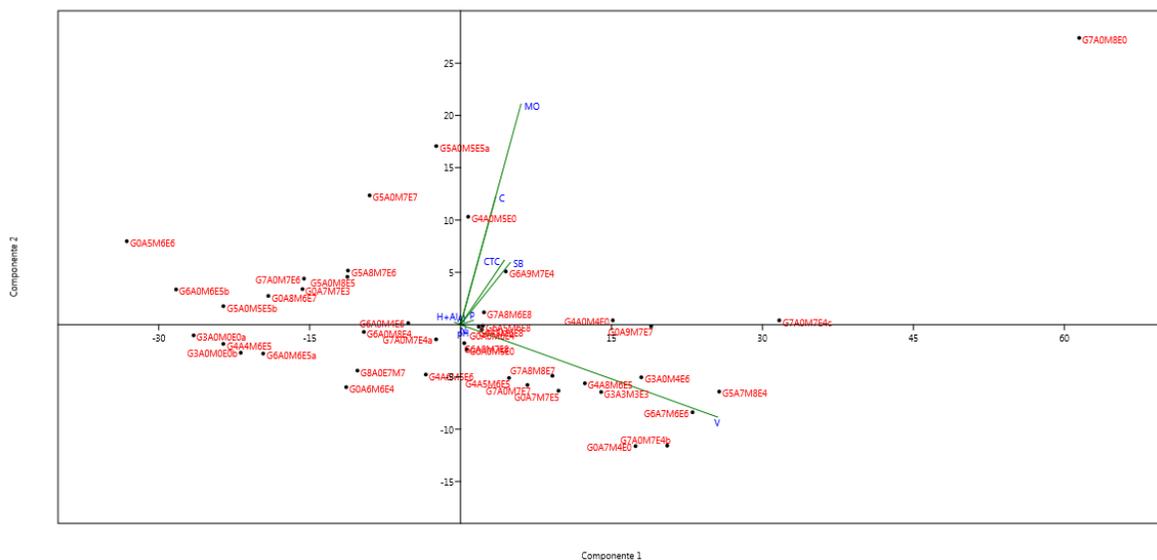


Figura S2: Distribuição dos pontos correspondentes às populações de *Syagrus coronata* definido pelos dois primeiros eixos da componente principal para a variável de textura

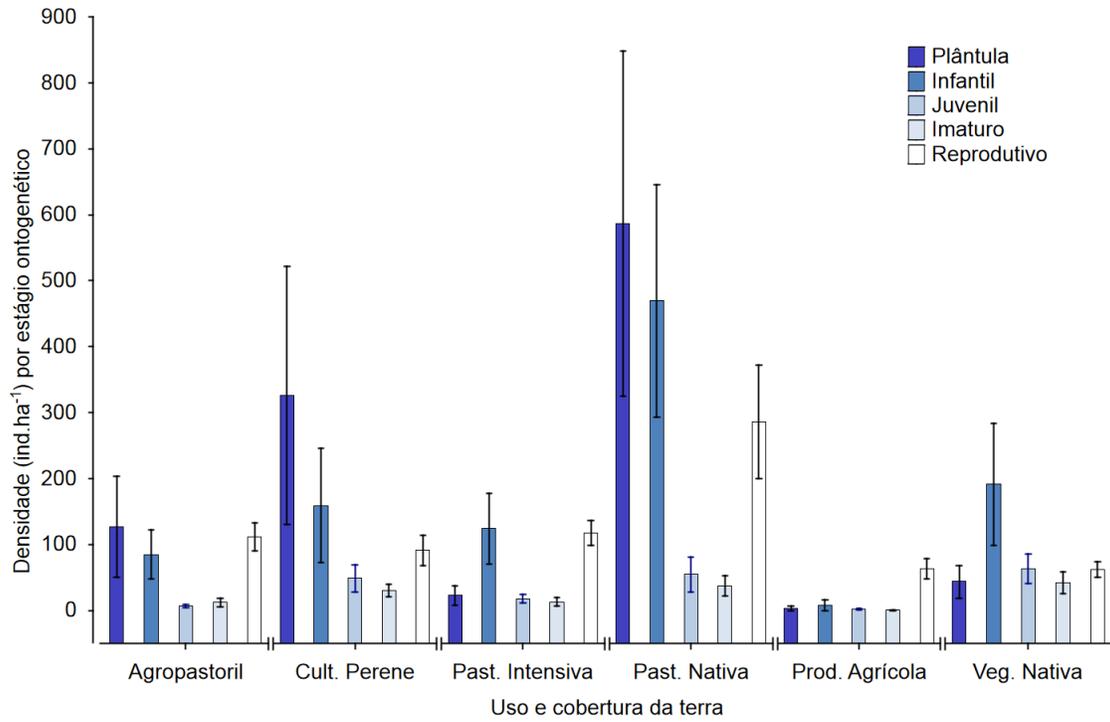


Figura S3: Densidade (indivíduos/ha⁻¹) de estágios ontogenéticos para 43 populações de *Syagrus coronata* em áreas de *caatinga* com diferentes históricos de uso e ocupação de terra. Os valores correspondem à média ± um erro padrão.

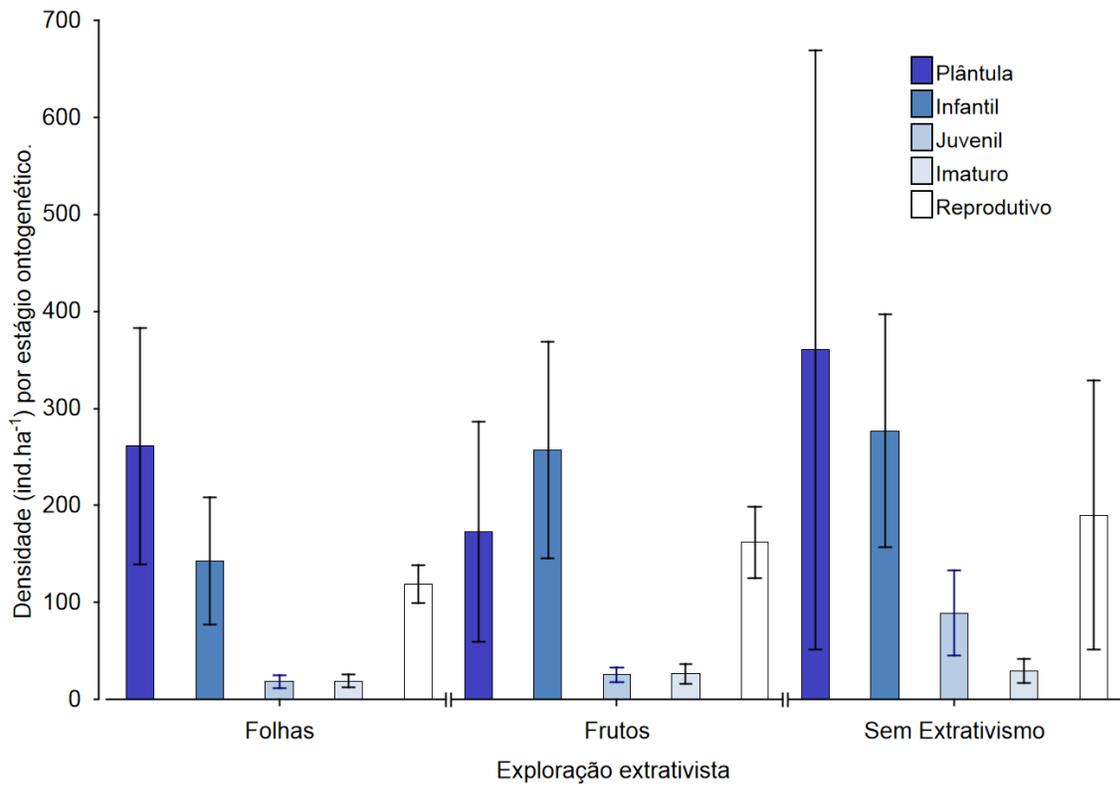


Figura S4: Densidade (indivíduos/ha⁻¹) de estágios ontogenéticos para 43 populações de *Syagrus coronata* de acordo com o histórico de extrativismo dos recursos naturais (folhas ou frutos). Os valores correspondem à média e \pm um erro padrão.

Capítulo III: Efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares e reprodutivos de *Syagrus coronata* (Arecaceae): recomendações para a conservação e o manejo sustentável.

Palavras-chave: Produtos florestais não madeireiros; licuri; fenologia vegetativa e reprodutiva; Caatinga; floresta tropical sazonalmente seca; *Anodorhynchus leari*.



Resumo

Na região semiárida do nordeste do Brasil, as folhas da palmeira *Syagrus coronata* são comumente utilizadas para a provisão de utensílios domésticos, artesanatos, forragem ou cobertura para construções campestres, representando importante fonte de renda e subsistência às comunidades rurais e povos indígenas. Compreender os impactos causados pela exploração dos PFNMs permite gerar informações ecológicas capazes de subsidiar ações de conservação e manejo sustentável dos recursos naturais. O estudo avaliou os efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares (produção de folhas) e reprodutivos (produção de estruturas reprodutivas e de frutos) de *Syagrus coronata*. O estudo testou a hipótese de declínio na produção de folhas e de estruturas reprodutivas em resposta ao aumento na frequência e intensidade de remoção de folhas. Modelos lineares generalizados foram utilizados para avaliar os efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares e reprodutivos da espécie. Caracteres funcionais de tamanho do indivíduo foram utilizadas como covariáveis durante a construção dos modelos. Os tratamentos de remoção de folhas tiveram pouco efeito na produção de folhas e de estruturas reprodutivas, que foram influenciadas principalmente pelas características funcionais de tamanho do indivíduo. Os resultados do presente estudo podem orientar o manejo sustentável e contribuir para a conservação *in situ* das populações de *S. coronata*, entretanto devem ser encarados com cautela, devido ao curto período de monitoramento.

Palavras-chave: Produtos florestais não madeireiros; licuri; fenologia vegetativa e reprodutiva; Caatinga; floresta tropical sazonalmente seca; *Anodorhynchus leari*.

Abstract

In the semiarid region of northeastern Brazil, the leaves of the *Syagrus coronata* palm are commonly used for the provision of domestic utensils, handicrafts, fodder or cover for rural constructions, representing important source of income and subsistence for rural communities and indigenous peoples. Understanding the impacts caused by the exploitation of NTFPs allows the generation of information capable of supporting conservation actions and sustainable management of natural resources. The study evaluated the effects of leaf removal on leaf production and reproductive structures in *Syagrus coronata* individuals. The study tested the hypothesis of decline in leaf and reproductive structures production in response to the increase in frequency and intensity of leaf removal. Generalized linear models were used to evaluate the effects of leaf removal on leaf and reproductive attributes. Functional characters of size of the individual were used as covariables during the construction of the models. Leaf-removal treatments had little effect on leaf production and reproductive structures, which were influenced mainly by the functional characters of the individual size. The results of the present study may guide sustainable management and contribute to the *in situ* conservation of *S. coronata* populations, but should be viewed with caution due to the short monitoring period.

Keywords: Non-timber forest products; vegetative and reproductive phenology; Caatinga biome; seasonally dry tropical forest; *Anodorhynchus leari*.

1. Introdução

O interesse pelos Produtos Florestais não Madeireiros - PFNMs ganhou maior destaque a partir da década de 1980, quando pesquisadores e ambientalistas passaram a apoiar a utilização desses recursos como uma das formas possíveis de conciliar a melhoria na qualidade de vida das comunidades rurais com a conservação e o uso sustentável da biodiversidade (Struhsaker 1987, Myers 1988, Godoy & Bawa 1993, Reis *et al.* 2000, Michael Arnold & Ruiz Pérez 2001). Os argumentos apresentados consideravam que: i) a exploração dos PFNMs, ao contrário de outras atividades econômicas, poderia ser realizada sem a necessidade de alterar drasticamente a estrutura das comunidades e o funcionamento dos ecossistemas; e ii) a valorização dos PFNMs poderia oferecer incentivos econômicos capazes de mitigar os efeitos deletérios das atividades antrópicas sobre os ecossistemas florestais (Peters *et al.* 1989, Ros-Tonen 2000, Putz *et al.* 2001, Kusters *et al.* 2006). Embora a exploração dos PFNMs seja vista como um importante componente para as estratégias de uso sustentável dos recursos florestais, nem sempre é possível promover o desenvolvimento econômico e, ao mesmo tempo, proporcionar benefícios para a conservação da biodiversidade (Neumann & Hirsch 2000, Marshall *et al.* 2003, Balslev 2011).

Fatores de natureza econômica, como a valorização comercial e o aumento da demanda de mercado, podem alterar drasticamente as práticas de manejo local (Schroth *et al.* 2004, Weinstein & Moegenburg 2004, Rist *et al.* 2010) e o regime de exploração dos recursos naturais (Schmidt *et al.* 2007, Horn *et al.* 2012, Ball & Brancalion 2016), resultando na sobre-exploração dos PFNMs (Homma 1992, Peres 2010, Quitete Portela *et al.* 2010, Muler *et al.* 2014). Dessa forma, dependendo da parte da planta coletada (Gaoue & Ticktin 2008, Schmidt *et al.* 2011), frequência e intensidade de coleta (Isaza *et al.* 2017, Souza *et al.* 2018), hábito de vida dos organismos (Franco & Silvertown 2004) e das práticas de manejo associadas (Groenendijk *et al.* 2012, Giroldo & Scariot 2015, Sá *et al.* 2018), o extrativismo dos PFNMs pode alterar as taxas vitais de sobrevivência, crescimento e reprodução dos indivíduos e, por consequência, acabar comprometendo a persistência das populações em longo prazo.

As palmeiras (Arecaceae) são importante fonte de PFNMs, proporcionando alimentos; forragem; fibras, óleos, ceras e biocombustíveis; medicamentos; materiais para construção; artesanato e utensílios domésticos às populações locais (Shanley & Medina 2005, Sampaio *et al.* 2008, Johnson 2010, Macía *et al.* 2011, Hernández-Barrios *et al.* 2014, Lopez-Toledo *et al.* 2018). Entre os produtos de maior importância cultural e socioeconômica, as folhas de diversas espécies são utilizadas na produção de artesanato, utensílios domésticos, vestuário; extração de fibras e ceras; cobertura e materiais para construções; alimentação animal; entre outros (Brokamp *et al.* 2011, de la Torre *et al.* 2011, Macía *et al.* 2011). Na região semiárida do nordeste do Brasil, as folhas da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. são comumente utilizadas como matéria-prima para a provisão de utensílios domésticos, artesanatos, forragem ou cobertura para construções rurais (Bondar 1940, Noblick 1986, Crepaldi *et al.* 2004, Rufino *et al.* 2008, Campos *et al.* 2018). Devido seu potencial econômico, o extrativismo desse recurso representa importante fonte de renda e subsistência às comunidades rurais e povos indígenas da região.

Compreender os impactos causados pela exploração dos PFNMs no desempenho individual e na dinâmica das populações permite gerar informações ecológicas capazes de subsidiar ações de conservação e manejo sustentável dos recursos naturais (Hall & Bawa 1993, Ticktin 2004, Bernal *et al.* 2011). No caso das espécies de palmeiras, os efeitos da remoção de folhas nos atributos fenológicos e demográficos têm sido muito bem documentados na literatura científica (Chazdon 1991, Endress *et al.* 2004, Sampaio *et al.* 2008, Mandle & Ticktin 2012, Martínez-Ballesté & Caballero 2016, Jansen *et al.* 2019). Em geral, estudos têm demonstrado que os efeitos da remoção de folhas nos atributos fenológicos e demográficos variam entre espécies (Hernández-Barrios *et al.* 2012, Martínez-Ballesté & Martorell 2015), e dependem da frequência e intensidade de remoção (Zuidema *et al.* 2007). No entanto, a maior parte das pesquisas tem sido realizada para espécies de sub-bosque e em regiões de floresta tropical úmida (Flores & Ashton 2000, Svenning & Macía 2002, Rodríguez-Buriticá *et al.* 2005, Martínez-Ramos *et al.* 2009, Bernal *et al.* 2011, Lopez-Toledo *et al.* 2012, García *et al.* 2015), com um número menor de estudos focado para as espécies de ambientes abertos e em regiões de floresta tropical sazonalmente seca (Martínez-Ballesté & Martorell 2015, Vieira *et al.* 2016, Martins &

Shackleton 2017). Em relação à palmeira *S. coronata*, apesar de sua contribuição para a subsistência e geração de renda, do histórico de exploração extrativista e de sua importância ecológica para os ecossistemas de *caatinga*, não há, até o momento, estudos ecológicos que tenham experimentalmente avaliado os efeitos da remoção de folhas nos atributos fenológicos da espécie. Dessa forma, no intuito de preencher essa lacuna, objetivo do presente estudo foi avaliar os efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares (produção de folhas) e reprodutivos (produção de estruturas reprodutivas e de frutos) de *Syagrus coronata*. O estudo testou a hipótese de que os atributos foliares (produção de folhas) e reprodutivos (produção de estruturas reprodutivas e de frutos) declinam em função do aumento na frequência e intensidade de remoção de folhas. Particularmente, buscou-se responder as seguintes questões: 1) Quais são as práticas de manejo associadas ao extrativismo das folhas de *S. coronata*? 2) A quantidade de folhas produzidas é afetada pela frequência e quantidade de folhas removidas? 3) A reprodução, representada pela emissão de estruturas reprodutivas e frutos é afetada pela frequência e quantidade de folhas removidas?

2. Material e Métodos

2.1. Áreas de Estudo

O estudo foi realizado em áreas de *caatinga*, localizadas entre a Ecorregião Raso da Catarina (08°45'S a 10°50'S e 37°59'W a 39°01'W) e o Território da Identidade Bacia do Jacuípe (11°08'S a 12°31'S e 39°12'W a 40°19'W), semiárido da Bahia (Figura 1). A Ecorregião Raso da Catarina, localizada no centro-leste do bioma Caatinga, à margem direita do Rio São Francisco, ocupa uma área de 30.800 quilômetros quadrados (km²), entre os estados da Bahia e de Pernambuco (Velloso *et al.* 2002, MMA 2007). A região é de extrema importância ecológica para a conservação do bioma Caatinga, devido à presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, produtos florestais de alto valor socioeconômico e remanescentes de *caatinga arbórea* e *caatinga arbustivo-arbórea* em bom estado de conservação (Velloso *et al.* 2002, Giuliatti *et al.* 2004, MMA 2007). Predominam os solos Neossolo quartzarênico de caráter álico ou distrófico, ácidos, profundos, excessivamente drenados, pouco férteis e de baixa capacidade de troca catiônica; e os Latossolos, que são profundos, bem drenados, ácidos e de baixa fertilidade

(Velloso *et al.* 2002, Sá *et al.* 2003). O relevo em geral é plano, entre 350 a 700 metros de altitude, recortado pelos cânions de arenito e entalhes hidrográficos dos rios Macururé e Vaza-Barris (Velloso *et al.* 2002, Oliveira & Chaves 2011). O clima, segundo classificação de Köppen, é o semiárido quente de baixa latitude e altitude (*BSh*), com temperatura média anual entre 21 °C e 27 °C e a precipitação média anual entre 400 e 850 milímetros (mm) (Alvares *et al.* 2013, Fick & Hijmans 2017). Os eventos de chuva, que geralmente ocorrem entre dezembro a julho na parte sul, e de janeiro a abril na parte norte, são escassos e distribuídos irregularmente ao longo do tempo e espaço (Alvares *et al.* 2013). A vegetação é um mosaico de fitofisionomias de caatingas sobre areia e relevo plano (tabuleiros), com destaque para as formações de *caatinga arbustiva*, *arbustivo-arbórea* e *arbórea*, além de algumas zonas de transição entre as formações de caatinga, cerrado e floresta estacional decidual sobre afloramentos rochosos (Giulietti *et al.* 2004, Da Costa *et al.* 2015).

O Território Bacia do Jacuípe está localizado no Centro Norte Baiano, semiárido da Bahia, ocupando uma área de 10.726 km² (SEI/BA 2016). Os tipos climáticos são o semiárido quente de baixa latitude e altitude (*BSh*) e o tropical com inverso chuvoso (*As*), com temperatura média variando entre de 21 °C e 25 °C e precipitação anual entre 450 e 850 mm (Alvares *et al.* 2013, Fick & Hijmans 2017). A maior parte do Território está na bacia hidrográfica do Rio Paraguaçu, tendo como principais afluentes os rios Jacuípe, Congonhas, Paulista e Tocó. No Território predominam os solos das classes: argissolos; latossolos; luvisolos; neossolos; e planossolos (SEI/BA 2014). O Território está totalmente inserido nos limites fitogeográficos do bioma Caatinga, sendo a vegetação formada basicamente por remanescentes de *caatinga arbórea* e *caatinga arbóreo-arbustiva*, *florestas estacionais deciduais* e *semideciduais*, em elevado grau de perturbação antrópica devido à conversão em pastagens e culturas agrícolas anuais e perenes (SEI/BA 2016).

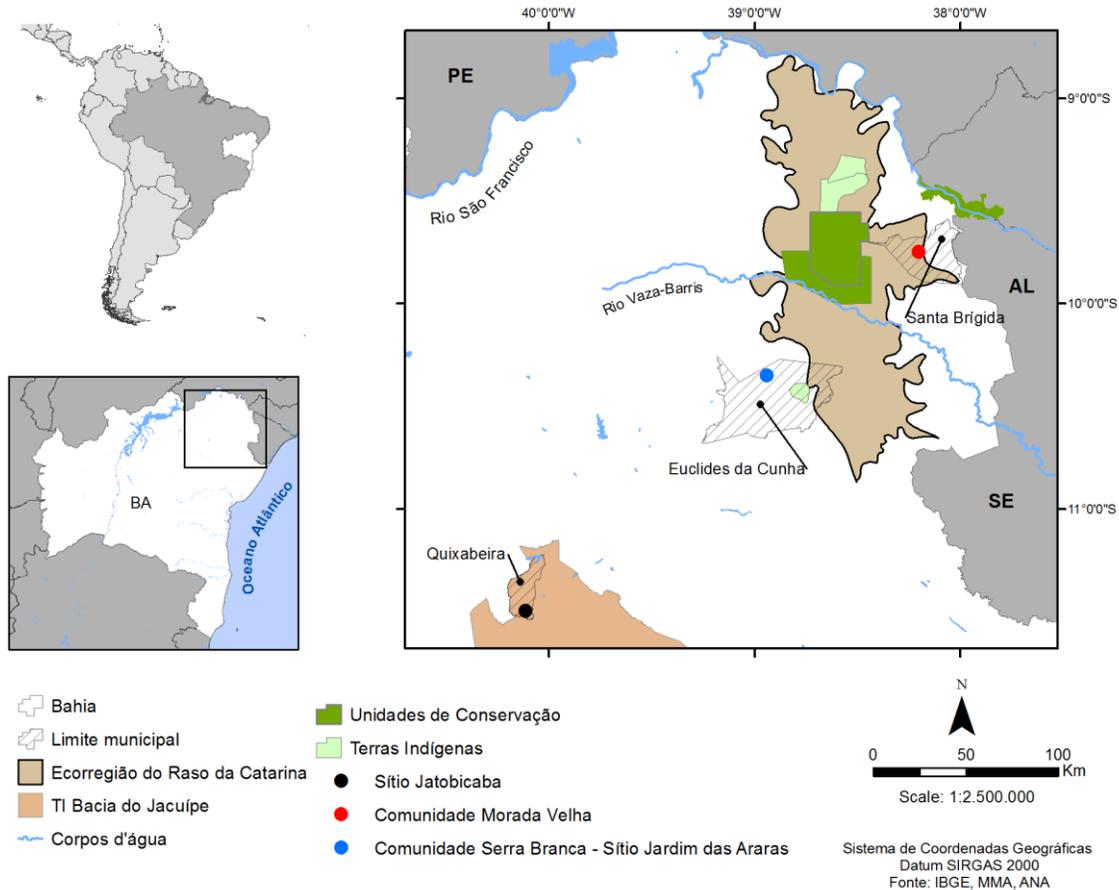


Figura 8: Áreas de estudo destacando a Ecorregião do Raso da Catarina e o Território Bacia do Jacuípe, e a localização dos sítios de estudo para avaliação dos efeitos da remoção em *Syagrus coronata*.

2.2. Espécie estudada

Conhecida popularmente como licuri, licurizeiro ou ouricuri, a palmeira *Syagrus coronata* (Martius) Beccari (Figura 2A-H) pertence à família Arecaceae, subfamília Arecoideae, tribo Cocoseae e subtribo Attaleinae (Noblick 2017). Com distribuição relativamente ampla pelo bioma Caatinga e região da Mata Atlântica Setentrional, a espécie é encontrada principalmente a leste do Rio São Francisco, entre os estados de Alagoas, Bahia, Pernambuco, Sergipe e norte de Minas Gerais (Henderson *et al.* 1995, Lorenzi *et al.* 2010, Noblick 2017). Palmeira arborescente, de até 12 m de altura, em geral tem estipe solitário, de 15-25 cm de diâmetro, recoberto pela base remanescente das bainhas foliares (Lorenzi *et al.* 2004, Noblick 2017). Suas folhas são pinadas, de consistência coriácea, com

2-3 metros de comprimento e dispostas em forma de espiral ao longo do estipe (Figura 2H). Possui inflorescência do tipo panícula-pedunculada, com flores de coloração amarelo-claro, unissexuais e arrançadas em forma de tríade. Os principais visitantes florais diurnos são as abelhas *Apis mellifera* (abelha europeia) e *Trigona spinipes* (irapuã), além do besouro *Microstrates ypsilon*, sendo essas abelhas e o vento os principais polinizadores (Rocha 2009). Os frutos, reunidos em infrutescências, são do tipo drupa, com exocarpo fibroso-tênuo, de coloração entre amarelo-claro e alaranjado quando maduro, mesocarpo fibroso-mucilaginoso, comestível e de sabor adocicado (Crepaldi *et al.* 2001, Rocha 2009, Santos-Moura *et al.* 2016). O endocarpo lignificado reveste o endosperma de cor branco-amarelada e propriedades oleaginosas (Crepaldi *et al.* 2001, Santos-Moura *et al.* 2016). A dispersão de frutos e sementes é zoocórica, sendo potenciais agentes dispersores as espécies silvestres de: arara-azul-de-lear (*Anodorhynchus leari*); teiú (*Tupinambis teguixin*); cutia (*Dasyprocta sp.*); punaré (*Thrichomys sp.*); e caititu (*Tayassu sp.*); além do gado doméstico (Rocha 2009). A propagação é sexuada, sendo a germinação geralmente lenta e irregular, devido, principalmente, à presença de dormência física das sementes (Carvalho *et al.* 2005, Medeiros *et al.* 2015).

A palmeira *S. coronata* desempenha um importante papel aos ecossistemas de *caatinga* (Yamashita 1987, Brandt & Machado 1990, Neto & Camandaroba 2008, Aroucha & Aroucha 2013). Diversas espécies utilizam a palmeira como fonte de alimento, abrigo e/ou proteção, destacando a importância da polpa e semente para espécies da fauna silvestre (Rocha 2009), em especial para *Anodorhynchus leari*. Essa ave, endêmica da Ecorregião do Raso da Catarina, está ameaçada de extinção (Birdlife International 2017), e alimenta-se principalmente de frutos de *S. coronata* (Sick *et al.* 1987, Yamashita 1987, Brandt & Machado 1990, Neto & Camandaroba 2008, Andrade *et al.* 2015). As flores são frequentemente visitadas por artrópodes das ordens Hymenoptera e Coleoptera em busca de alimento e/ou abrigo (Rocha 2009). A palmeira é uma planta enfermeira (*nurse plant*), servindo de abrigo e proteção, e facilitando o desenvolvimento de diversas espécies de aráceas, cactáceas, bromeliáceas e orquídeas (Oliveira *et al.* 2015, Castro *et al.* 2016).

O extrativismo das folhas, frutos e sementes de *S. coronata* representa importante fonte de renda e subsistência às comunidades rurais e povos indígenas das regiões

semiáridas do nordeste do Brasil. As folhas são utilizadas para a produção de forragem, combustível, cobertura de construções rurais, artesanato e utensílios domésticos (Bondar 1940, Crepaldi *et al.* 2004, 2010, Andrade *et al.* 2015, Campos *et al.* 2018). Os frutos (polpa e semente) são consumidos *in natura* e/ou utilizados na fabricação de doces e bebidas (Rufino *et al.* 2008, Aroucha & Aroucha 2013). O óleo extraído das sementes é usado na culinária e na fabricação de cosméticos e saponáceos (Crepaldi *et al.* 2001). Estimativas de extração e produção vegetal disponibilizada pelo governo brasileiro demonstram que entre 2004 e 2016 foram comercializadas, somente no estado da Bahia, aproximadamente 57 mil toneladas de amêndoas de licuri, no valor de 52 milhões de reais (IBGE 2017). No entanto, devido à dificuldade em abranger todas as redes de comercialização e a contribuição dos diferentes atores envolvidos, os dados sobre a comercialização de PFNMs tendem a grandemente subestimar sua contribuição para a economia local, regional e nacional (Marshall *et al.* 2006, Wahlén 2017).



Figura 9: Imagens da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. – Arecaceae. A) disposição da infrutescência e espádices; B) população de *S. coronata* em área de pastagem; C) pirênios (sementes com endocarpo); D) indivíduos de *Anodorhynchus leari* (arara-azul-de-lear) pousados sobre a copa da palmeira; E) visitantes florais (*Trigona spinipes*); F) inflorescência; G) infrutescência com frutos em estágio de maturação; e H) cicatrizes foliares destacando a disposição das folhas em forma de espiral ao longo do estipe.

2.3. Caracterização das práticas de coleta e mapeamento das áreas de extrativismo

O estudo para caracterização das práticas de coleta local e mapeamento das áreas de extrativismo foi realizado em duas comunidades na Ecorregião Raso da Catarina: i - Comunidade Morada Velha (09°44'S e 38°12'W), município de Santa Brígida; e ii - Comunidade Serra Branca (10°15'S e 38°54'W), município de Euclides da Cunha (Figura 1). Ambas as comunidades praticam o extrativismo comercial das folhas de *S. coronata* e são representadas por grupos de artesãos especializados na produção de artesanato feito com as fibras das folhas de licuri (Figura 3).

Informações relacionadas ao extrativismo das folhas de *S. coronata* foram obtidas através de observação participante; oficinas com grupos focais; e turnê-guiada para acompanhamento e registro das atividades em campo (Albuquerque *et al.* 2014, Vogl *et al.* 2004), de novembro 2016 a setembro de 2017. Os extrativistas foram questionados quanto as principais áreas de coleta, garantias de acesso ao recurso; organização e logística das campanhas de coleta; número de folhas retiradas por indivíduo e frequência de coleta (intervalo de tempo entre coletas na mesma planta); técnicas de coleta; e práticas de manejo associadas ao extrativismo de folhas de *S. coronata*. Adicionalmente foi realizando um mapeamento participativo, em que os extrativistas indicaram as principais áreas de coleta, que foram georreferenciadas e os dados processados em ambiente SIG (ArcGis 10.2, ESRI 2014) para a elaboração de um mapa comunitário.

As práticas extrativistas foram avaliadas a partir de duas importantes perspectivas (Ticktin 2004, Galeano *et al.* 2010): i) técnicas de coleta (intervalo de coleta, número de folhas coletadas por indivíduo, número de coletores envolvidos, uso de ferramentas específicas e os critérios para a seleção dos indivíduos-alvo de coleta); e ii) práticas de manejo associadas (remoção de folhas mortas e/ou em fase de senescência, retirada de epífitas e trepadeiras da copa, desbaste da vegetação nativa, controle de espécies invasoras, semeadura e/ou plantio para adensamento das áreas de extrativismo, queimadas prescritas, período de restrição sazonal e coleta em regime de rotação). Todos os extrativistas concordaram em participar da pesquisa assinando o termo de consentimento livre, prévio e informado (Apêndice I). A solicitação para a realização da pesquisa foi submetida ao Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBio, autorizada através do número 57970-1 (Anexo I).



Figura 10: Beneficiamento da palha e produção de peças artesanais feitas com fibras das folhas de *Syagrus coronata*.

2.3. Delineamento experimental

O experimento para avaliação dos efeitos da remoção de folhas produção de folhas e na produção de estruturas reprodutivas e de frutos de *S. coronata* foi realizado em dois sítios: i) Jardim das Araras (10°20'S e 38°56'W), localizado município de Euclides da Cunha, Ecorregião Raso da Catarina; e ii) Jaboticaba (11°29'S e 40°07'W), município de Quixabeira, Território Bacia do Jacuípe (Figura 1). A distância entre os sítios de estudo é de aproximadamente 240 km. No Sítio Jardim das Araras a coleta de folhas destina-se à produção de peças artesanais, enquanto em Jaboticaba a coleta é realizada ocasionalmente e destina-se à forragem para o gado.

A partir das informações obtidas durante o estudo para caracterização das práticas de coleta e mapeamento das áreas de extrativismo, bem como das recomendações contidas na Instrução Normativa 191 de 2008 do IBAMA, que estabelece um limite para a remoção de no máximo três folhas por indivíduo de *S. coronata*/ano (Anexo II), foram definidos os tratamentos de remoção de folhas. Dessa forma, os tratamentos aplicados foram: **i) controle**, sem remoção de folhas; **ii) coleta tradicional leve**, remoção de duas folhas em intervalo de três meses (oito folhas/ano); **iii) coleta tradicional moderada**, remoção de três

folhas em intervalo de quatro meses (nove folhas/ano); e **iv) coleta não tradicional**, remoção de três folhas ao ano, que corresponde ao regime estabelecido pela Instrução Normativa 191 de 2008.

Para avaliar os efeitos da remoção de folhas foram selecionados aleatoriamente, em cada sítio de estudo, 80 indivíduos reprodutivos de *S. coronata* ($n = 160$), sendo 20 indivíduos para cada tratamento. Todos os indivíduos selecionados estavam sob as mesmas condições de plena luminosidade. Em julho e agosto de 2017, os indivíduos foram marcados com fita colorida e uma placa de alumínio numerada, e medida a altura total, do solo ao ápice da folha flecha, com vara graduada, contado o número de folhas vivas, completamente expandidas; e o número de estruturas reprodutivas (Figura 4). As estruturas reprodutivas foram identificadas de acordo com o estágio de desenvolvimento, em *espata* (bráctea que protege a inflorescência ainda em formação); *inflorescência* (quando a espata está aberta e as flores disponíveis a visitantes florais); e *infrutescência* (frutos, desde pequenos, após a abscisão das flores, a completamente maduros).

Para acompanhar a produção de folhas e de estruturas reprodutivas, os indivíduos foram monitorados mensalmente de setembro de 2017 a fevereiro de 2019. A cada recenseamento foi registrado o número de folhas produzidas; número de cada tipo de estrutura reprodutiva; e o número de frutos produzidos. Para estimativa do número de frutos, as infrutescências identificadas foram coletadas, e o número de frutos contabilizado. Todas as estruturas registradas foram marcadas com tinta vermelha, evitando, dessa forma, possíveis erros de amostragem durante o monitoramento. Não foram observados eventos de coleta que não aqueles previstos no experimento. Todas as atividades, desde a implantação do experimento, aplicação dos tratamentos e coleta de dados, foram realizadas em colaboração com os membros das comunidades locais.



Figura 11: Experimento para avaliar os efeitos da remoção de folhas sobre os atributos foliares (produção de folhas) e reprodutivos (produção de estruturas reprodutivas e de frutos) em indivíduos de *Syagrus coronata*.

2.4. Análise dos dados

Modelos lineares generalizados (GLMs) para dados de contagem foram utilizados para avaliar os efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares e reprodutivos de *S. coronata* (Quinn & Keough 2002, Zeileis *et al.* 2008, Zuur *et al.* 2009). Antes de rodar os modelos, um teste de correlação de Pearson (r) foi realizado para verificar o grau de colinearidade entre altura inicial e o número de folhas inicial (Zar 2010). Esses parâmetros

foram incluídos nos modelos para testar os efeitos da covariável tamanho da planta sobre as variáveis respostas de interesse. Dessa forma, os modelos foram elaborados utilizando como variáveis explicativas os efeitos isolados e interativos de tratamento, altura (m) inicial (altura total do indivíduo no início do estudo) e o número de folhas inicial (número de folhas vivas e completamente expandidas no início do estudo). Os efeitos de tratamentos foram considerados como um fator fixo com quatro níveis (controle, tradicional leve, tradicional moderado e não tradicional). As variáveis respostas de interesse foram: i) produção de folhas (número total de folhas produzidas por indivíduo após 18 meses); ii) produção de estruturas reprodutivas (número de espatas, inflorescências e infrutescências produzidas por indivíduo após 18 meses); e iii) produção de frutos (número total de frutos por indivíduo após 18 meses).

A *equidispersão* dos parâmetros dos resíduos foi ajustada pela técnica de *Poisson-generalizada* para a variável resposta produção de folhas; *binomial negativa* para produção de estruturas reprodutivas; e *binomial negativa com zeros inflados* para os dados de produção de frutos (Zeileis *et al.* 2008, Zuur *et al.* 2009, Harris *et al.* 2012, Hilbe 2014). Como a variável resposta produção de frutos produziu valores iguais à zero ($n=17$), foram construídos dois conjuntos de modelos candidatos, um com os valores de zero (*modelo binomial negativo inflacionado de zeros*) e o outro sem os valores (*modelo binomial negativo*). O ajuste e a qualidade dos modelos foram validados a partir dos valores de desvio dos resíduos em relação ao parâmetro de dispersão teórico (Zuur *et al.* 2009); análise visual do gráfico de quantil-quantil (QQ-plot), utilizado para comparar o ajuste dos resíduos quantílicos com os quantis teóricos de uma distribuição normal (Ben & Yohai 2004); e análise de distância de Cook, uma medida baseada na matriz hessiana e utilizada para verificar a existência de valores discrepantes na amostra e que podem influenciar o ajuste dos modelos (Nurunnabi *et al.* 2014).

Modelos candidatos com diferentes combinações foram construídos para identificar o poder de associação entre as variáveis explicativas e as variáveis respostas. Um ranking para a seleção dos melhores modelos candidatos foi feito a partir dos valores oferecidos pelo Critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AICc). Baseado na *função log-likelihood*, o AICc é um valor numérico utilizado para comparar um conjunto de modelos

concorrentes, e capaz de oferecer estimativas relativas à perda de informação quando modelos são utilizados para explicar um determinado atributo ou comportamento (Burnham *et al.* 2011, Symonds & Moussalli 2011). Nesse caso, o modelo com o menor valor de AIC pode ser considerado como o de melhor aproximação (Burnham *et al.* 2011, Symonds & Moussalli 2011). Comparando os modelos candidatos é possível calcular a diferença entre o valor de AICc do modelo mais plausível em relação aos próximos modelos ($\Delta AICc = AIC_i - AIC_{min}$). Modelos com valor de $\Delta AICc \geq 4$ apresentam níveis de suporte estatístico consideravelmente menor, e tendem a perder muito poder de informação em relação aos modelos com menor diferença entre o valor de $AIC_i - AIC_{min}$ (Burnham & Anderson 2002, Burnham *et al.* 2011). A partir dos valores de $\Delta AICc$ foi calculado o Peso de Akaike (w_i). O Peso de Akaike é uma valor que varia entre 0 e 1, e pode ser considerado uma estimativa quantitativa de força de evidência a favor de cada modelo candidato (Burnham & Anderson 2002, Burnham *et al.* 2011, Symonds & Moussalli 2011). Em situações na qual o melhor modelo apresenta $w_i > 0,9$, é possível aferir que esse seja o mais parcimonioso, quando não, deve-se optar pela estimativa média dos melhores modelos candidatos, uma abordagem conhecida como inferência de multimodelos (Burnham *et al.* 2011, Symonds & Moussalli 2011). Dessa forma, a partir da média de modelos candidatos foram estimados os coeficientes médios padronizados (β) de cada variável preditora e sua importância relativa (IR %). A importância relativa de cada variável foi estimada pela razão entre os valores absolutos das estimativas médias padronizadas com base nos desvios-padrão parciais (Cade 2015). Nesse caso, quanto maior o valor de IR, maior será a importância da variável explicativa (Symonds & Moussalli 2011, Everaert *et al.* 2018). Por fim, considerando que indivíduos de *S. coronata* submetidos a eventos recorrentes de remoção de folhas podem apresentar mecanismos de respostas compensatórias relacionadas à realocação de recursos ou mobilização de reservas energéticas para a produção de novas folas e reposição de área foliar em detrimento à produção de estruturas reprodutivas, um modelo GLM foi construído para testar o *trade-off* entre a produção de folhas e de estruturas reprodutivas. Todas as análises foram realizadas em ambiente R, versão 3.5.1 (R Development Core Team 2018), utilizando os pacotes MASS (Brian *et al.* 2019), MuMIn (Barton 2019), *pscl* (Jackman *et al.* 2017) e VGAM (Yee 2019).

3. Resultados

3.1. Práticas de coleta local e principais áreas de extrativismo

Em ambas as comunidades a coleta de folhas é restrita à classe de indivíduos reprodutivos (indivíduos com folhas pinatissectas, estipe aéreo visível e com a presença ou vestígios de estruturas reprodutivas). A escolha dos indivíduos-alvo de coleta dentre os reprodutivos baseia-se em critérios macromorfológicos, como o número de folhas na copa, o comprimento, largura e qualidade sanitária das folhas, e comprimento, largura e quantidade de folíolos. Os extrativistas evitam coletar as duas primeiras folhas localizadas próximas à folha flecha (folha ainda em formação, e onde se encontra o meristema apical), buscando, dessa forma, mitigar os possíveis impactos ao meristema apical. A coleta de folhas é realizada dando um corte na região do pecíolo, próximo à bainha foliar, com auxílio de um facão ou de uma lâmina em forma de foice anexada à ponta de uma haste. Excepcionalmente para a Comunidade Morada Velha, as mulheres preferem realizar a coleta de folhas sem o auxílio de qualquer instrumento, mas sim puxando as folhas até destacá-las do estipe.

As campanhas para a coleta de folhas são realizadas de maneira distinta entre as comunidades. Na Comunidade Morada Velha, as campanhas são coletivas, em grupos de oito a dez pessoas e na Comunidade Serra Branca, são feitas individualmente ou em grupos de no máximo três pessoas. Os extrativistas da Comunidade Morada Velha geralmente retiram de duas a três folhas por indivíduo, em intervalos de três a quatro meses, enquanto na Comunidade Serra Branca, os extrativistas coletam de duas a três folhas por indivíduo, em intervalos de dois a quatro meses. Em ambas as comunidades, os extrativistas buscam balancear o aumento no número de folhas coletadas com uma menor frequência (maior intervalo de retorno ao indivíduo-alvo). Além das técnicas de coleta, outra prática de manejo associada ao extrativismo de folhas de *S. coronata* é a rotação dos sítios de coleta. No entanto, essa atividade é mais bem coordenada na Comunidade de Morada Velha, onde as campanhas de coleta são realizadas em grupo. Outras práticas de manejo, como a desbaste das palmeiras para a retirada de folhas mortas e/ou danificadas, retirada de epífitas e trepadeiras da copa, desbaste da vegetação e o controle de espécies invasoras, proteção dos indivíduos regenerantes contra ação de pastoreio pelo gado, queimadas prescritas e a semeadura ou adensamento das áreas de coletas não são realizadas pelas comunidades.

Portanto, a relação das comunidades com o recurso-alvo é quase que exclusivamente de exploração econômica da matéria-prima.

As comunidades não possuem área própria de coleta. Também não existem áreas de domínio público ou de uso comunitário. Portanto, em ambas as comunidades, o extrativismo é realizado em propriedades privadas, pertencentes a terceiros, não associados ao grupo de artesãos, e mediante autorização do(s) proprietário(s). Não existe, até o momento, a necessidade de os extrativistas ressarcirem os proprietários pela coleta das folhas. Os extrativistas da Comunidade Serra Branca indicaram cinco principais áreas de coleta, com distância de 9 a 17 km da sede da comunidade (Tabela 1, Figura 5). Com exceção ao sítio Jardim das Araras, que tem remanescentes de *caatinga arbórea* e *arbóreo-arbustivo* em estágio de sucessão secundária, as demais áreas de coleta são de pastagens para a criação de gado (caprinos, ovinos e/ou bovinos) e/ou de agricultura de culturas anuais. Os extrativistas da Comunidade Morada Velha coletam folhas em quatro áreas localizadas de 3 a 21 km da sede da comunidade, (Tabela 1; Figura 6), todas usadas para a criação extensiva de gado e/ou o plantio de culturas anuais.

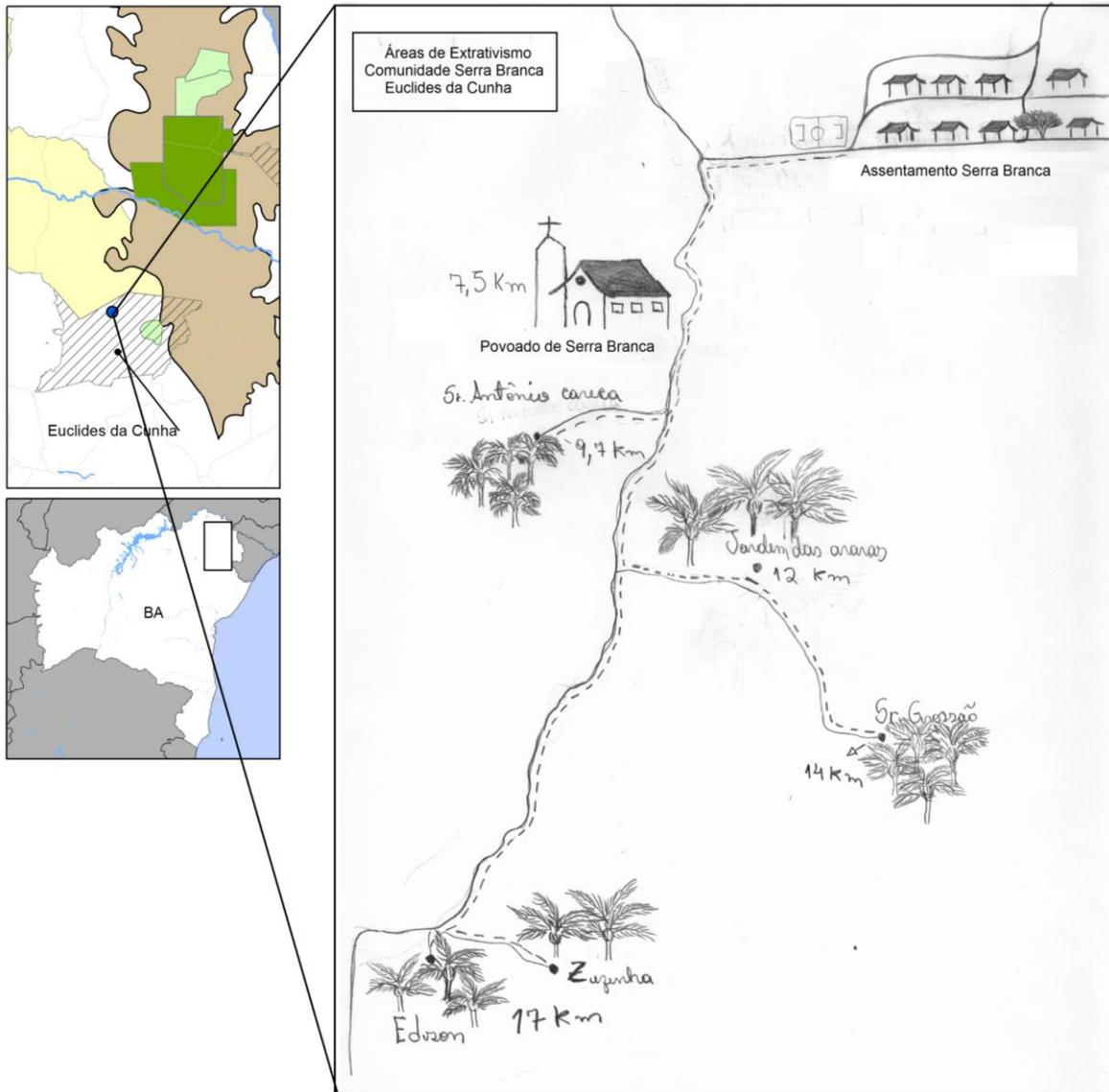


Figura 12: Mapa comunitário com a localização das principais áreas de extrativismo utilizadas pela Comunidade Serra Branca, Município de Euclides da Cunha, Bahia, para a obtenção de folhas de *S. coronata* (licuri).

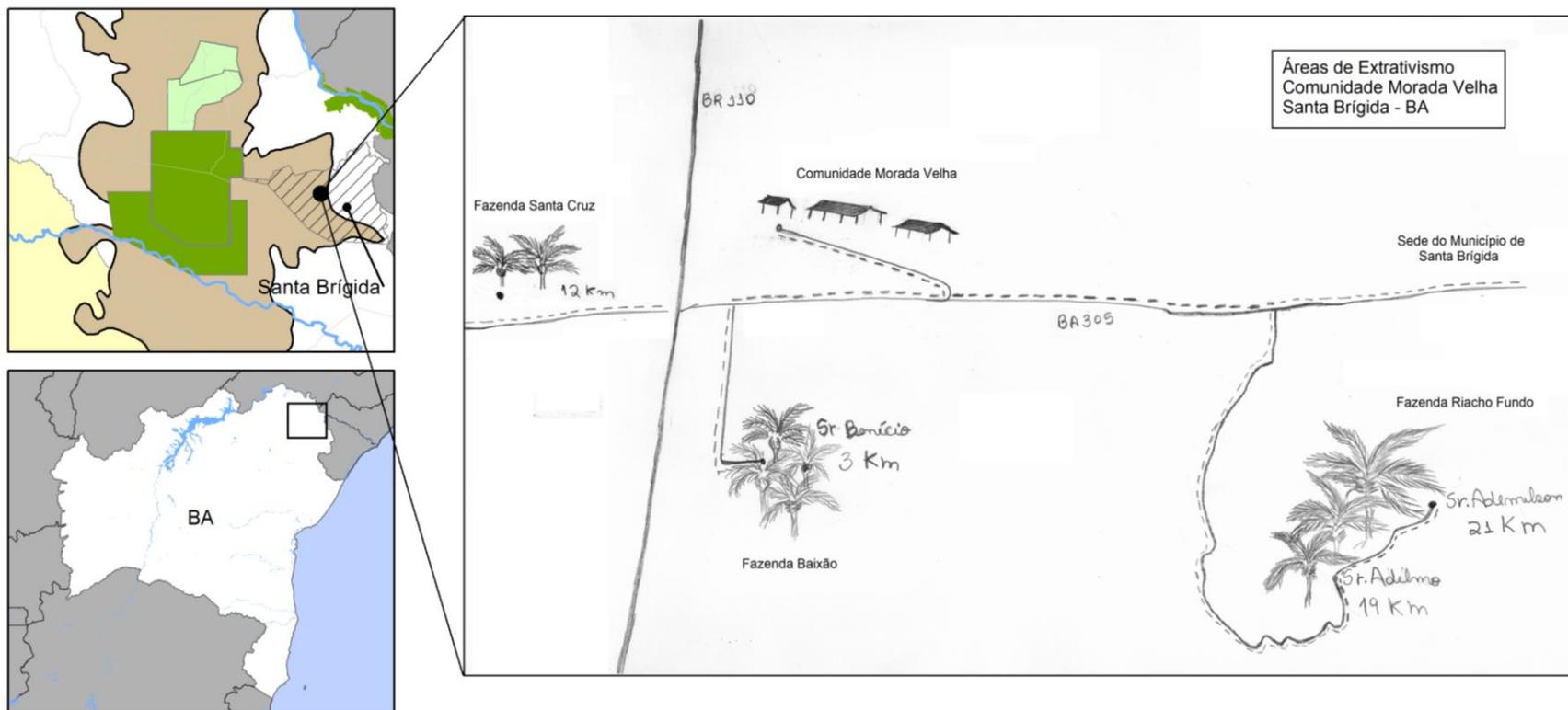


Figura 13: Mapa comunitário com a localização das principais áreas de extrativismo utilizadas pela Comunidade Morada Velha, Município de Santa Brígida, Bahia, para a obtenção de folhas de *S. coronata* (licuri).

3.2. Os efeitos da remoção de folhas e das características funcionais dos indivíduos nos atributos foliares e reprodutivos de *S. coronata*

Nenhum modelo apresentou valor de Peso de Akaike (w_i) $> 0,9$ (Tabela 1). Portanto, inferências foram baseadas na estimativa média entre os três melhores modelos candidatos. Foram selecionados, para cada variável, os modelos que apresentaram suporte estatístico substancial, ou seja, modelos mais plausíveis e com valor de $\Delta AICc < 3$, e cujo somatória do Peso de Akaike (w_i) foi $\geq 0,9$ (Tabela 1). Para a variável resposta produção de folhas, os três melhores modelos foram ajustados utilizando-se como variáveis explicativas o número de folhas inicial (Folhas-T0); a altura (m) inicial da planta (Alt-T0); e a interação tratamento-número inicial de folhas (Tabela 1). Os três melhores modelos para a variável resposta produção de estruturas reprodutivas foram ajustados através das variáveis de altura inicial; altura inicial mais o número de folhas inicial; e tratamento mais altura inicial. Já para a variável produção de frutos, os melhores modelos foram ajustados pelas variáveis de altura inicial mais os efeitos de tratamento; altura inicial, número de folhas inicial e tratamento; e altura inicial (Tabela 1). Os modelos preditivos considerando os potenciais efeitos de interação entre as variáveis explicativas (modelo global) apresentaram níveis de suporte estatístico essencialmente nulo (Tabela 1).

As variáveis respostas foram mais bem explicadas pelas coraviáveis relacionadas às características funcionais de tamanho do indivíduo (Tabela 3). Não houve diferença significativa na produção de folhas ($\chi^2 = 0,61$) e de estruturas reprodutivas ($\chi^2 = 2,23$) entre os tratamentos de remoção de folhas (Tabela 2). Por outro lado, a produção de frutos, tanto para o modelo inflacionado de zeros ($\chi^2 = 8,97$; $P < 0,05$) quanto para o modelo sem os valores de zeros inflados ($\chi^2 = 9,22$; $P < 0,05$), diferiu significativamente entre os tratamentos (Tabela 2), com o tratamento não tradicional produzindo menor quantidade de frutos em relação ao tratamento tradicional leve (Figura 7).

Tabela 5: Conjunto de modelos candidatos, construídos com diferentes combinações entre as variáveis explicativas, e ranqueados de acordo com os valores de Critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AICc), delta AICC e Peso do Akaike (w_i). ** Modelo global considerando os efeitos de interação entre as variáveis explicativas. A letra k representa o número de parâmetros em cada modelo.

Variável resposta	Modelo (fórmula)	k	AICc	Δ AICc	w_i
Produção de folhas	~ Folhas-T0	3	591,67	0,00	0,48
	~ Alt-T0	3	592,68	1,00	0,29
	~ Trat + Folhas-T0	6	594,15	2,47	0,14
	~ Trat + Alt-T0	6	596,26	4,59	0,05
	~ Trat	5	596,87	5,20	0,04
	~ Alt-T0 + Folhas-T0	4	608,92	17,25	0,00
	~ Trat + Alt-T0 + Folhas-T0	7	613,22	21,55	0,00
	~ Trat * Alt-T0 * Folhas-T0 **	17	633,94	42,27	0,00
Produção de estruturas reprodutivas	~ Alt-T0	3	1044,72	0,00	0,54
	~ Alt-T0 + Folhas-T0	4	1046,57	1,85	0,22
	~ Trat + Alt-T0	6	1047,39	2,67	0,14
	~ Trat + Alt-T0 + Folhas-T0	7	1048,84	4,12	0,07
	~ Folhas-T0	3	1051,61	6,89	0,02
	~ Trat	5	1053,70	8,98	0,01
	~ Trat + Folhas-T0	6	1055,66	10,94	0,00
	~ Trat * Alt-T0 * Folhas-T0 **	17	1055,04	10,32	0,00
Produção de Frutos Modelo sem os valores de zero inflado	~ Trat + Alt-T0	6	2003,78	0,00	0,54
	~ Trat + Alt-T0 + Folhas-T0	7	2005,76	1,98	0,20
	~ Alt-T0	3	2005,89	2,11	0,19
	~ Alt-T0 + Folhas-T0	4	2007,9	4,11	0,07
	~ Trat * Alt-T0 * Folhas-T0 **	17	2013,14	9,36	0,00
	~ Trat	5	2014,19	10,41	0,00
	~ Trat + Folhas-T0	6	2014,83	11,05	0,00
	~ Folhas-T0	3	2018,23	14,44	0,00
Produção de Frutos Modelo com os valores de zero inflado	~ Trat + Alt-T0 1	7	2113,80	0,00	0,54
	~ Trat + Alt-T0 + Folhas-T0 1	8	2115,82	2,02	0,20
	~ Alt-T0 1	4	2115,88	2,08	0,19
	~ Alt-T0 + Folhas-T0 1	5	2117,91	4,11	0,07
	~ Trat * Alt-T0 * Folhas-T0 1 **	18	2124,06	10,26	0,00
	~ Trat 1	6	2126,11	12,31	0,00
	~ Trat + Folhas-T0 1	7	2126,85	13,04	0,00
	~ Folhas-T0 1	4	2129,98	16,18	0,00
Produção de estruturas reprodutivas: <i>trade-off</i> entre a produção de folhas e a produção estruturas reprodutivas	~ Nº de folhas produzidas	3	1043,24	0,00	0,68
	~ Trat. * Nº de folhas produzidas	9	1045,26	2,02	0,25
	~ Trat. + Nº de folhas produzidas	6	1047,86	4,62	0,07

Variáveis explicativas: Alt-T0, altura (m) total do indivíduo estimada no início do estudo; Folhas-T0, número de folhas vivas e totalmente expandidas contabilizadas no início do estudo; Trat., tratamento com três níveis de remoção de folhas (coleta tradicional leve, coleta tradicional moderada e coleta não tradicional) e o controle (sem remoção).

Tabela 6: Resultados dos modelos lineares generalizados utilizados para avaliar os efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares e reprodutivos em indivíduos de *Syagrus coronata*. Os efeitos da remoção de folhas para a variável produção de frutos foram avaliados considerando modelos inflados de zero e sem zeros inflados. Os resultados estatísticos são representados pelos valores de qui-quadrado (χ^2) e graus de liberdade.

	Variável explicativa: tratamento de remoção de folhas		
	χ^2 (df)	Desv. dos resíduos. (df)	Pr(> χ^2)
Variável resposta:			
Produção de folhas	0,61 (3)	26,13 (155)	0,89
Produção de estruturas reprodutivas	2,23(3)	170,22 (155)	0,52
Produção de frutos (com zero inflado)	8,97 (6)	–	0,03*
Produção de frutos (sem zero inflado)	9,22 (3)	155,15 (138)	0,02*

Nível de significância: * $P < 0,05$

3.2.1. Produção de folhas

A produção de folhas não diferiu significativamente entre os tratamentos (Figura 7). Após 18 meses, indivíduos de *S. coronata* submetidos aos tratamentos de remoção tradicional leve (oito folhas por indivíduos/ano, $n = 40$) e moderado (nove folhas por indivíduo/ano, $n = 39$) produziram em média 13,4 ($\pm 1,6$ DP) e 12,9 ($\pm 1,5$ DP) folhas, respectivamente (Figura 7). Já os indivíduos submetidos ao tratamento de remoção não tradicional (três folhas por indivíduo/ano, $n = 40$) produziram em média 13,4 ($\pm 1,5$ DP) folhas, enquanto os indivíduos do grupo controle (sem remoção de folhas, $n = 40$) produziram em média 13,5 ($\pm 1,3$ DP) folhas.

Os indivíduos apresentaram pouca variação na produção de folhas (10-16; Figura 8). Para aos tratamentos controle e não tradicional, o valor mais frequente foi de 14 folhas por indivíduo (Figura 9). Para os tratamentos leve e moderado, os valores com maior frequência foram de 13 e 12 folhas por indivíduo, respectivamente (Figura 8). Os modelos indicaram que a variável tratamento exibiu fraco poder de explicação, baixo suporte estatístico ($\Delta AICc > 3$; Tabela 1) e baixa importância relativa para a produção de folhas (Tabela 3). De acordo com valores dos coeficientes da média dos modelos, as variáveis com maior poder de explicação foram o número de folhas inicial e a altura (m) total inicial do indivíduo (Tabela 1 e 3). O número de folhas inicial foi a variável com maior importância relativa (IR = 0,68) e poder de explicação (valor - $z = 2,001$, $P < 0,05$) para a produção de novas folhas (Tabela 3).

Tabela 7: Coeficientes (β) da média dos modelos, seguido pelos respectivos valores de intervalo de confiança (IC 95%) e importância relativa (IR) para as variáveis respostas de produção de folhas, produção de estruturas reprodutivas e de produção de frutos. Variáveis explicativas: altura (m) total do indivíduo estimada no início do estudo (Alt-T0); número de folhas vivas e totalmente expandidas contabilizadas no início do estudo (Folhas-T0); Trat., tratamento com três níveis de remoção de folhas (coleta tradicional leve, coleta tradicional moderada e coleta não tradicional) e o controle (sem remoção).

		Variável resposta					
		Produção de folhas					
Variável explicativa		β	IC 95%	valor - z	Pr(> z)	IR	
Alt-T0		-0,021	-0,048	0,006	-1,544	0,123	0,32
Folhas-T0		0,005	5,29e ⁻⁴	0,010	2,001	0,039*	0,68
Tratamentos:							0,15
	Controle	0,009	-0,049	0,068	0,320	0,749	
	Leve	-0,009	-0,068	0,049	-0,320	0,749	
	Moderado	-0,058	-0,119	0,002	-1,882	0,060	
	Não Tradicional	-0,015	-0,074	0,044	-0,501	0,616	
		Produção de estruturas reprodutivas					
Variável explicativa		β	IC 95%	valor - z	Pr(> z)	IR	
Alt-T0		0,150	0,040	0,260	2,675	0,007***	1,00
Folhas-T0		-0,005	-0,025	0,015	0,490	0,624	0,24
Tratamentos:							0,16
	Controle	0,005	-0,229	0,240	0,047	0,962	
	Leve	-0,005	-0,24	0,229	0,047	0,962	
	Moderado	0,147	-0,086	0,38	1,234	0,217	
	Não Tradicional	-0,078	-0,313	0,156	0,653	0,514	
		Produção de estruturas reprodutivas					
Nº de folhas produzidas:		β	IC 95%	valor - z	Pr(> z)	IR	
modelo para testar o <i>trade-off</i> entre produção de folhas e de estruturas reprodutivas		-0,035	-0,094	0,024	-1,199	0,231	-
		Produção de frutos: modelo sem os valores de zero inflado					
Variável explicativa		β	IC 95%	valor - z	Pr(> z)	IR	
Alt-T0		0,282	0,121	0,443	3,433	6,00e ⁻⁴ ***	1,00
Folhas-T0		0,007	-0,022	0,036	0,457	0,648	0,22
Tratamentos:							0,80
	Controle	-0,222	-0,564	0,118	1,279	0,201	
	Leve	0,222	-0,118	0,564	1,279	0,201	
	Moderado	0,078	-0,493	0,204	0,45	0,653	
	Não Tradicional	-0,519	-0,868	-0,170	2,916	0,030**	
		Produção de frutos: modelo com os valores de zero inflado					
Variável explicativa		β	IC 95%	valor - z	Pr(> z)	IR	
Alt-T0		0,303	0,129	0,434	3,922	8,8e ⁻⁵ ***	1,00
Folhas-T0		0,006	-0,021	0,034	0,442	0,658	0,21
Tratamentos:							0,79
	Controle	-0,223	-0,563	0,117	1,280	0,199	
	Leve	0,224	-0,117	0,563	1,310	0,192	
	Moderado	0,088	-0,493	0,203	0,512	0,608	
	Não Tradicional	-0,519	-0,865	-0,173	2,939	0,030**	

Níveis de significância: *** $P < 0,01$; ** $P < 0,05$; e * $P < 0,10$.

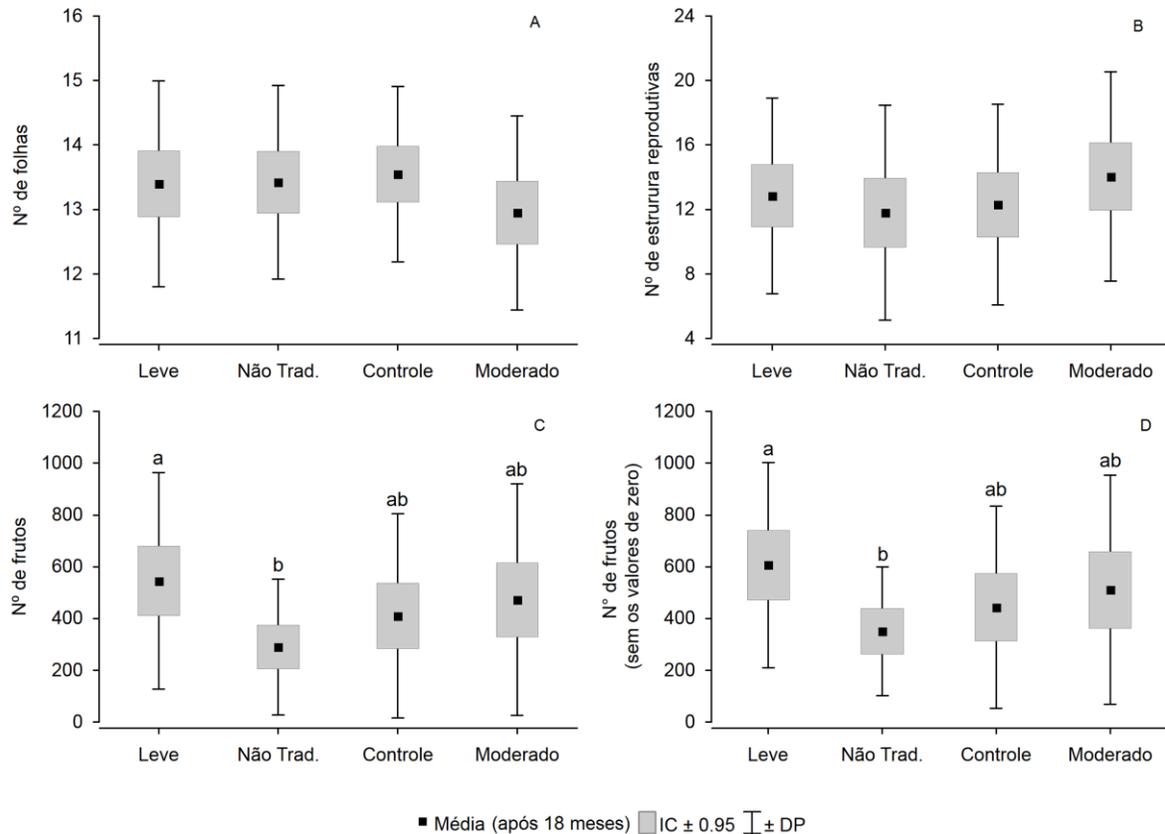


Figura 14: Box-plots demonstrando a variação na produção de folhas, estruturas reprodutivas e frutos após 18 meses entre indivíduos de *S. coronata* submetidos aos tratamentos de remoção de folha: i) controle (sem remoção de folhas); ii) tradicional leve (remoção de oito folhas por indivíduo/ano); iii) tradicional moderado (remoção de nove folhas por indivíduo/ano); e iv) não tradicional (remoção de três folhas por indivíduo/ano). Os valores correspondem à média (ponto), intervalo de confiança a 95% (box) e ± 1 desvio padrão (whisker) após período de 18 meses. Letras diferentes representam diferenças significativas de acordo com o teste z ($P < 0,05$) de comparação de médias (matriz de contraste de Tukey).

3.3.2. Produção de frutos e de estruturas reprodutivas

Não foram observadas diferenças significativas na produção de estruturas reprodutivas entre os tratamentos ($\chi^2 = 2,23$; Tabela 3). Os indivíduos submetidos ao tratamento moderado ($n = 39$) produziram em média 14 estruturas reprodutivas ($\pm 6,5$ DP). Esse valor foi ligeiramente maior, porém não significativo, em relação aos outros três tratamentos (Figura 7). A produção de estruturas reprodutivas variou de 1 a 26 estruturas por indivíduo (Figura 9).

A produção de estruturas reprodutivas esta relacionada ao tamanho do indivíduo, em especial, a altura (m) inicial (Tabela 1 e 3). A altura total inicial (Alt-T0) foi a variável com maior poder de explicação ($z = 2,675$, $P < 0,01$; Tabela 3) e importância relativa (IR = 1,00; Tabela 3), estando positivamente associada à produção de estruturas reprodutivas (Tabela 3, Figura 11). Não foram detectadas relações entre a produção de estruturas e a produção de novas folhas ($P = 0,231$; Tabela 3) que pudessem indicar efeitos de *trade-off*, ou seja, realocação de recursos ou mobilização de reservas energéticas para a reposição da área foliar em detrimento à produção de estruturas reprodutivas (Tabela 3).

A produção de frutos diferiu significativamente entre os tratamentos (Figura 7, Tabela 2). Entretanto, não foram observadas diferenças significativas em relação ao grupo controle, independentemente do nível de remoção (Figura 7, Tabela 3). Os indivíduos submetidos ao tratamento não tradicional produziram uma quantidade significativamente menor de frutos em relação aos indivíduos do tratamento tradicional leve (Tabela 4), tanto para o modelo com os valores de zero inflado (Figura 7c) quanto para o modelo sem os valores de zero inflado (Figura 7d). Os valores de Peso de Akaike (w_i) e $\Delta AICc$ (Tabela 1) indicam que a variável tratamento apresentou forte poder de explicação e alta importância relativa para a produção de frutos (Tabela 3). No entanto, a produção de frutos foi explicada principalmente pela covariável altura do indivíduo (Tabela 3). A produção de frutos foi positivamente associada à altura inicial (Tabela 3), que apresentou forte poder de explicação e alta importância relativa (Tabela 3), e contribuiu significativamente para o suporte estatístico dos três melhores modelos candidatos (Tabela 1).

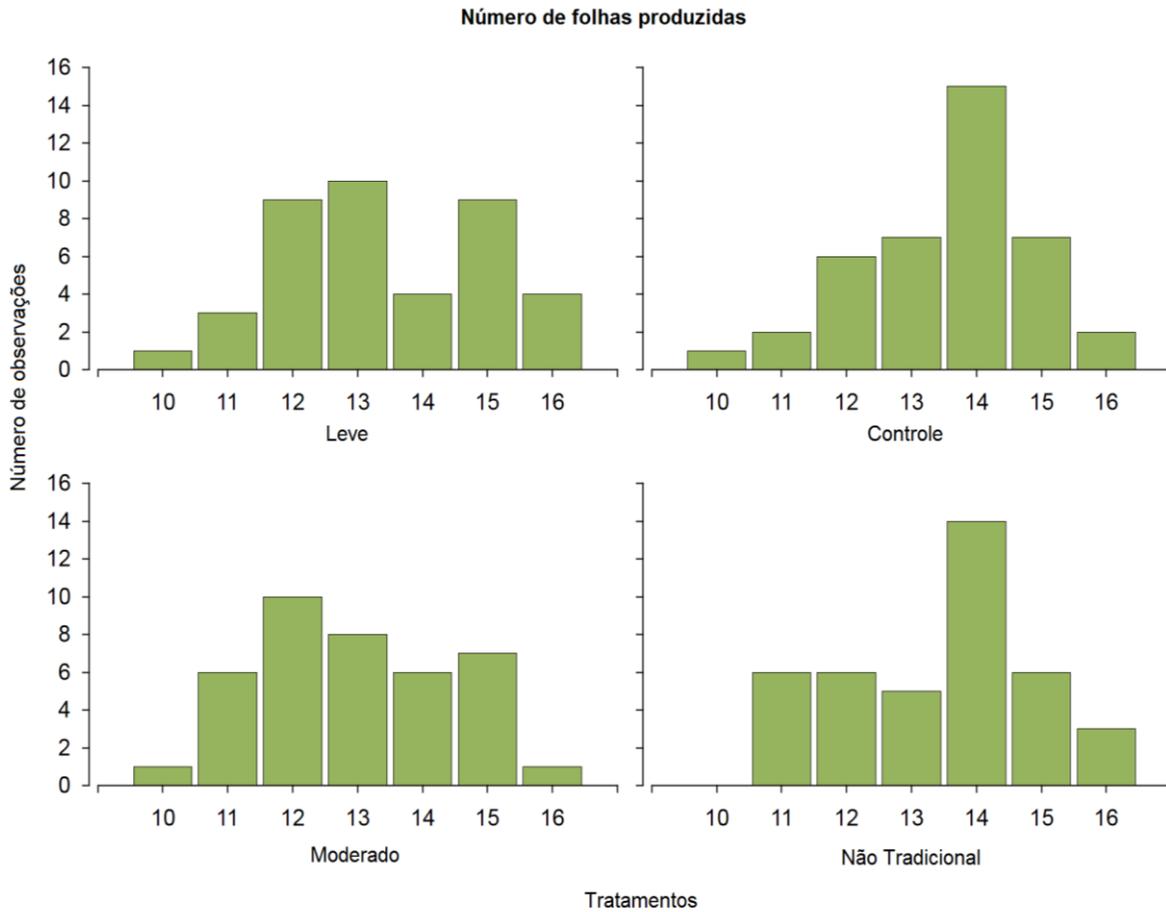


Figura 15: Distribuição de frequência do número de folhas produzidas, após 18 meses, pelos indivíduos de *Syagrus coronata* submetidos aos tratamentos de remoção de folhas: i) controle (sem remoção de folhas); ii) tradicional leve (remoção de 8 folhas por indivíduo/ano) ; iii) tradicional moderado (remoção de 9 folhas por indivíduo/ano); e iv) não tradicional (remoção de 3 folhas por indivíduo/ano).

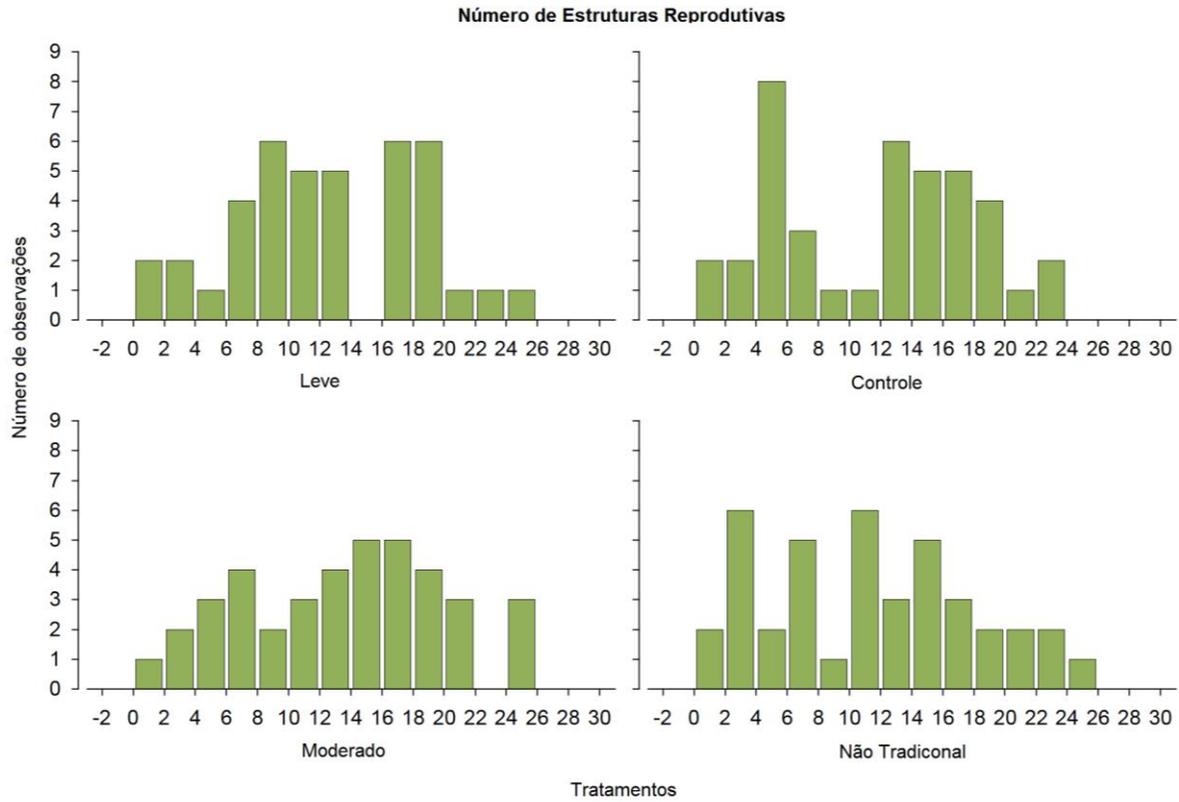


Figura 16: Distribuição de frequência do número de estruturas reprodutivas produzidas, após 18 meses, pelos indivíduos de *Syagrus coronata* submetidos aos tratamentos de remoção de folhas: i) controle (sem remoção de folhas); ii) tradicional leve (remoção de 8 folhas por indivíduo/ano); iii) tradicional moderado (remoção de 9 folhas por indivíduo/ano); e iv) não tradicional (remoção de 3 folhas por indivíduo/ano).

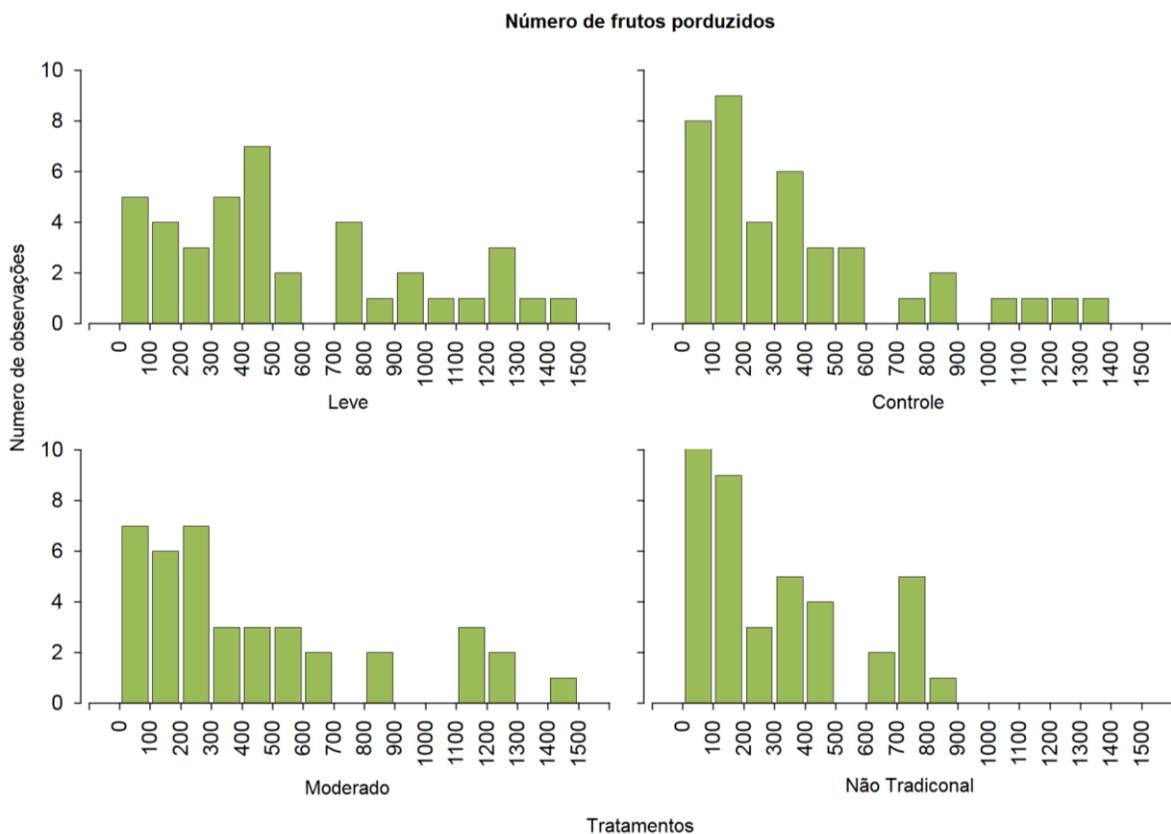


Figura 17: Distribuição de frequência do número de frutos produzidos, após 18 meses, pelos indivíduos de *Syagrus coronata* submetidos aos tratamentos de remoção de folhas: i) controle (sem remoção de folhas); ii) tradicional leve (remoção de 8 folhas por indivíduo/ano); iii) tradicional moderado (remoção de 9 folhas por indivíduo/ano); e iv) não tradicional (remoção de 3 folhas por indivíduo/ano).

4. Discussão

Os tratamentos de remoção de folhas foram delineados para simular os níveis de exploração praticados pelas comunidades e o proposto na regulamentação oficial e analisar a sustentabilidade extrativista a partir de estimativas relacionadas à fenologia vegetativa e reprodutiva de *S. coronata*. A perda de área foliar pode influenciar fortemente os atributos funcionais das espécies, como a produção de folhas (Endress *et al.* 2004, Sola *et al.* 2006), o tamanho das novas folhas (Calvo-Irabién *et al.* 2009, Lopez-Toledo *et al.* 2015), o crescimento (Ruiz-R *et al.* 2008, Martínez-Ballesté & Martorell 2015), a probabilidade de reprodução e a produção de flores e frutos (Endress *et al.* 2006, Gaoue & Ticktin 2008, Martínez-Ramos *et al.* 2009, Lopez-Toledo *et al.* 2012). No caso da palmeira *S. coronata*, os atributos foliares (produção de folhas) e reprodutivos (produção de estruturas reprodutivas e a produção de frutos) não foram afetados significativamente pelos tratamentos, indicando, portanto, tolerância aos eventos de remoção de folhas. Embora plantas submetidas ao tratamento não tradicional tenham produzido um número significativamente menor de frutos por planta em comparação ao tratamento leve, não é possível aferir que o aumento na frequência (número de eventos de coleta) e intensidade (número de folhas coletadas) de coleta tenha afetado negativamente o desempenho reprodutivo dos indivíduos, uma vez que não foram observadas diferenças significativas em comparação ao grupo controle, independentemente do nível de remoção de folhas. Dessa forma, a hipótese de que os atributos foliares e reprodutivos declinam em função do aumento na frequência e intensidade coleta foi rejeitada.

Diversas espécies de palmeiras têm demonstrado ser tolerantes à remoção de folhas, apresentando, inclusive, maior produção de folhas (Calvo-Irabién *et al.* 2009, Martínez-Camilo *et al.* 2011, Martínez-Ballesté & Martorell 2015) ou de estruturas reprodutivas (Mendoza *et al.* 1987, Oyama & Mendoza 1990, Ratsirarson *et al.* 1996) após eventos de coleta em baixa intensidade. Esse comportamento, conhecido como efeito de sobrecompensação³ (Owen & Wiegert 1976, Agrawal 2000, Anten *et al.* 2003), pode estar

³ Efeito de sobrecompensação: quando plantas sujeitas a perda de área foliar apresentam um melhor desempenho na produção de estruturas vegetativas

relacionado a mecanismos envolvidos com a mobilização de reservas energéticas, o aumento na taxa fotossintética das novas folhas produzidas, a maior assimilação de carbono das folhas remanescentes ou a presença de fotossintatos armazenados nas estruturas vegetativas da planta (Chazdon 1991, Anten & Ackerly 2001a, Anten *et al.* 2003, Ruiz-R *et al.* 2008, Calvo-Irabién *et al.* 2009). Além disso, os indivíduos podem mitigar os efeitos negativos da remoção de folhas sem necessariamente recorrer aos estoques de reservas energéticas, mas sim aumentando sua capacidade fotossintética decorrente da redução do auto-sombreamento (Gatti *et al.* 2011, Posada *et al.* 2012). Redução no auto-sombreamento pode aumentar a intensidade de luz nas folhas remanescentes, estimulando uma maior taxa de assimilação líquida nos indivíduos após a perda da área foliar (Van Staalduinen & Anten 2005).

A falta de evidências em relação aos potenciais efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares e reprodutivos de *S. coronata* pode ser explicada, ao menos em parte, pelo período relativamente curto de monitoramento. Estudos têm demonstrado que os efeitos da remoção de folhas raramente resultam em danos imediatos aos indivíduos, tornando-se aparentes somente depois de seguidos eventos de coleta (Endress *et al.* 2006, Martínez-Ballesté *et al.* 2008, Martínez-Ramos *et al.* 2009). Nesse caso, repetidos eventos de remoção de folhas, ainda que praticados em baixa intensidade, podem provocar a depleção das reservas energéticas ou a diminuição na capacidade fotossintética dos indivíduos (Maschinski & Whitham 1989, Anten & Ackerly 2001b, Anten *et al.* 2003, Hernández-Barrios *et al.* 2012), causando decréscimo na produção de folhas ou de estruturas reprodutivas (Valverde *et al.* 2006, Zuidema *et al.* 2007, Hernández-Barrios *et al.* 2012, 2014), ou até mesmo aumento nas taxas de mortalidade (Endress *et al.* 2006, Lopez-Toledo *et al.* 2012).

A produção de folhas em *S. coronata* foi mais fortemente influenciada pelo tamanho do indivíduo, estando positivamente associada ao número de folhas inicial. Comportamento semelhante tem sido observado para outras espécies de palmeiras em regiões de floresta tropical sazonalmente seca (Ratsirarson *et al.* 1996, Martínez-Ballesté *et al.* 2008, Olivares & Galeano 2013, Pulido & Coronel-Ortega 2015). Esse padrão pode estar relacionado ao maior rendimento fotossintético, acúmulo de matéria seca e macronutrientes ou à maior

capacidade de resposta compensatória em indivíduos com maior área foliar, tendo em vista que quantidades consideráveis de produtos da fotossíntese são armazenadas nas folhas (Chabot & Hicks 1982, Dalrymple & Fisher 1994, Abrahamson 2007).

A produção de estruturas reprodutivas esteve positivamente associada principalmente à altura inicial do indivíduo, fenômeno que tem sido observado para outras espécies de palmeiras (Pinero & Sarukhan 1982, Scariot *et al.* 1995, Barot *et al.* 2005, Martínez-Ballesté *et al.* 2008). Esse comportamento pode indicar maior estoque de reservas energéticas nas estruturas vegetativas da planta, principalmente no estipe ou próximo à coroa foliar (Mialet-Serra *et al.* 2005). Diferentes atributos funcionais e ecofisiológicos estão correlacionados com o tamanho da planta (Hutchings 1997), com a alocação de recursos destinados à produção de estruturas vegetativas e/ou reprodutivas podendo variar de acordo com o tamanho do indivíduo (Souza *et al.* 2003, Bustamante & Búrquez 2008, Sampaio & Scariot 2008), e plantas maiores apresentando maior disponibilidade reservas de carboidratos capazes de suportar os custos necessários à reprodução (Lacey 1986, Cunningham 1997). Além disso, indivíduos maiores tendem a apresentar maior capacidade de armazenamento de água (Goldstein *et al.* 1998), o que pode reduzir os níveis de estresse hídrico durante períodos de estiagem e conferir melhor desempenho reprodutivo.

A frequência e intensidade de remoção de folhas parecem não ter alterado os padrões de alocação de recursos em *S. coronata*, tendo em vista que não foram observadas associações significativas entre a produção de estruturas reprodutivas e a produção de novas folhas. No entanto, é possível que *trade-off* entre estruturas vegetativas e reprodutivas não tenha sido detectado devido ao curto período de estudo. Para a palmeira *Brahea aculeata*, por exemplo, o comportamento associado à realocação de recursos para o desenvolvimento de estruturas vegetativas em detrimento à produção de estruturas reprodutivas foi detectado somente após o sexto ano de remoção de folhas (Lopez-Toledo *et al.* 2018). No caso da palmeira *S. coronata*, maior precisão em relação aos possíveis impactos da remoção de folhas na dinâmica de realocação de recursos e/ou mobilização de reservas energéticas somente será possível após realização de estudo de maior duração.

5. Implicações para o manejo e a conservação

Os tratamentos de remoção de folhas tiveram pouco efeito na produção de folhas e de estruturas reprodutivas, que foram mais fortemente influenciadas pelas características funcionais de tamanho do indivíduo. Portanto, os resultados indicam que o atual regime de coleta praticado pelas comunidades extrativistas é potencialmente sustentável.

A partir dos resultados do experimento de remoção de folhas e a avaliação das práticas extrativistas são apresentadas algumas recomendações para o extrativismo sustentável das folhas de *S. coronata*:

1. Apesar da produção de folhas não ter sido afetada pelos efeitos de tratamento de remoção, o número de folhas coletadas anualmente não deve superar o número de folhas produzidas por indivíduo. Considerando os resultados da estimativa média anual, a remoção de no máximo oito folhas possivelmente permitirá o acúmulo de no mínimo duas folhas por indivíduo/ano, viabilizando assim a sustentabilidade extrativista em longo prazo;
2. A produção de folhas foi influenciada positivamente pelo número de folhas inicial. Essa relação pode decorrer de maior rendimento fotossintético ou maior capacidade de resposta compensatória em indivíduos com maior área foliar. Dessa forma, durante a seleção de indivíduos-alvo de coleta, os extrativistas devem optar pela escolha de plantas que apresentam um maior número de folhas na copa;
3. Os tratamentos de remoção de folhas não afetaram a produção de estruturas reprodutivas, que, no entanto, foi influenciada principalmente pela altura inicial dos indivíduos. Possivelmente, a maior produção de estruturas reprodutivas em indivíduos maiores esteja relacionada ao maior estoque de reservas energéticas. Nesse caso, indivíduos maiores podem apresentar maior capacidade de resiliência reprodutiva em relação ao aumento na frequência e intensidade de remoção de folhas
4. Houve diferença na produção de frutos entre o tratamento leve e não tradicional. Porém, não foram observadas diferenças significativas em relação ao grupo controle, independentemente do nível de remoção de folhas. Assim como a produção de estruturas reprodutivas, a produção de frutos também foi influenciada positivamente pela altura total dos indivíduos;
5. Um fator não avaliado no presente estudo, mas que requer bastante atenção, diz respeito às condições impostas pelos eventos de déficit hídrico. Como a produção de folhas e de estruturas reprodutivas em espécies de palmeiras é sensível aos eventos

de déficit hídrico (Steven *et al.* 1987, Martínez-Ramos *et al.* 2009, Martínez-Ballesté & Martorell 2015, Pulido & Coronel-Ortega 2015), em anos de baixa precipitação os extrativistas devem buscar acordos coletivos e optar por regimes de coleta menos frequente e intenso.

Estudos experimentais são mais consistentes do que avaliações descritivas e observacionais (Endress *et al.* 2004, 2006), e podem ajudar a compreender os efeitos da exploração dos PFNMs no desempenho individual e dinâmica das populações. Portanto, esperamos que os resultados do presente estudo possam orientar o manejo sustentável e contribuir para a conservação *in situ* das populações de *S. coronata*. No entanto, os resultados aqui apresentados devem ser encarados com precaução, tendo em vista que representam a coleta de dados de apenas 18 meses, e que os efeitos da remoção de folhas nos atributos foliares e reprodutivos de *S. coronata* podem apresentar outro comportamento quando avaliado em médio e longo prazo.

6. Referência bibliográfica

- ABRAHAMSON, W. G. 2007. Leaf traits and leaf life spans of two xeric-adapted palmettos. *Am. J. Bot.* 94: 1297–1308.
- AGRAWAL, A. A. 2000. Overcompensation of plants in response to herbivory and the by-product benefits of mutualism. *Trends Plant Sci.* 5: 309–313.
- ALBUQUERQUE, U. P., M. A. RAMOS, W. S. FERREIRA JÚNIOR, and P. M. DE MEDEIROS. 2017. *Ethnobotany for Beginners*. Springer International Publishing, Cham Available at: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-52872-4>.
- ALVARES, C. A., J. L. STAPE, P. C. SENTELHAS, J. L. DE MORAES GONÇALVES, and G. SPAROVEK. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22: 711–728. Available at: http://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref.
- ANDRADE, W. M., M. A. RAMOS, W. M. SILVA SOUTO, J. S. BENTO-SILVA, U. P. ALBUQUERQUE, and E. DE L. ARAÚJO. 2015. Knowledge, uses and practices of the licuri palm (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) around protected areas in northeastern Brazil holding the endangered species Lear's Macaw (*Anodorhynchus leari*). *Trop. Conserv. Sci.* 8: 893–911.
- ANTEN, N. P. R., and D. D. ACKERLY. 2001a. A new method of growth analysis for plants that experience periodic losses of leaf mass. *Funct. Ecol.* 15: 804–811. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.0269-8463.2001.00582.x>.
- ANTEN, N. P. R., and D. D. ACKERLY. 2001b. Canopy-level photosynthetic compensation after defoliation in a tropical understorey palm. *Funct. Ecol.* 15: 252–262. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2435.2001.00517.x>.
- ANTEN, N. P. R., M. MARTÍNEZ-RAMOS, and D. D. ACKERLY. 2003. DEFOLIATION AND GROWTH IN AN UNDERSTORY PALM: QUANTIFYING THE CONTRIBUTIONS OF COMPENSATORY RESPONSES. *Ecology* 84: 2905–2918. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1890/02-0454>.
- AROUCHA, E. P. T. L., and M. L. AROUCA. 2013. *Boas Práticas de Manejo para o Extrativismo Sustentável do Licuri*. Instituto Sociedade, População e Natureza,

- Brasília - DF Available at: <http://www.ispn.org.br/arquivos/licuri-WEB.pdf>.
- BALL, A. A., and P. H. S. BRANCALION. 2016. Governance challenges for commercial exploitation of a non-timber forest product by marginalized rural communities. *Environ. Conserv.* 43: 208–220. Available at: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0376892916000072/type/journal_article.
- BALSLEV, H. 2011. Palm Harvest Impacts in North-Western South America. *Bot. Rev.* 77: 370–380.
- BAROT, S., D. MITJA, I. MIRANDA, G. D. MEIJA, and M. GRIMALDI. 2005. Reproductive plasticity in an Amazonian palm. *Evol. Ecol. Res.* 7: 1051–1065.
- BARTON, K. 2019. Package ‘ MuMIn ’. R Package Version 1.43.6.
- BEN, M. G., and V. J. YOHAJ. 2004. Quantile–Quantile Plot for Deviance Residuals in the Generalized Linear Model. *J. Comput. Graph. Stat.* 13: 36–47. Available at: http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1198/1061860042949_a.
- BERNAL, R., C. TORRES, N. GARCÍA, C. ISAZA, J. NAVARRO, M. I. VALLEJO, G. GALEANO, and H. BALSLEV. 2011. Palm Management in South America. *Bot. Rev.* 77: 607–646.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2017. *Anodorhynchus leari* (amended version of 2016 assessment). IUCN Red List Threat. Species 8235: e.T22685521A119259023. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22685521A119259023.en>.
- BONDAR, G. 1940. Palmeiras nativas do gênero *Cocos* da Bahia. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 18: 173–175.
- BRANDT, A., and R. B. MACHADO. 1990. Área de alimentação e comportamento alimentar de *Anodorhynchus leari*. *Ararajuba* 1: 57–63.
- BRIAN, A., B. VENABLES, D. M. BATES, D. FIRTH, and M. B. RIPLEY. 2019. Package ‘ MASS ’.
- BROKAMP, G., N. VALDERRAMA, M. MITTELBACH, C. A. R. GRANDEZ, A. S. BARFOD, and M. WEIGEND. 2011. Trade in Palm Products in North-Western South America. *Bot. Rev.* 77: 571–606.

- BURNHAM, K. P., and D. R. ANDERSON. 2002. Model selection and multimodel inference : a practical information-theoretic approach 2nd ed. K. P. Burnham and D. R. Anderson (Eds.). Model selection and inference, Colorado - USA Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380003004526>.
- BURNHAM, K. P., D. R. ANDERSON, and K. P. HUYVAERT. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: Some background, observations, and comparisons. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65: 23–35.
- BUSTAMANTE, E., and A. BÚRQUEZ. 2008. Effects of Plant Size and Weather on the Flowering Phenology of the Organ Pipe Cactus (*Stenocereus thurberi*). *Ann. Bot.* 102: 1019–1030. Available at: <https://academic.oup.com/aob/article-lookup/doi/10.1093/aob/mcn194>.
- CADE, B. S. 2015. Model averaging and muddled multimodel inferences. *Ecology* 96: 2370–2382. Available at: <https://doi.org/10.1890/14-1639.1>.
- CALVO-IRABIÉN, L., M. ZAPATA, and S. IRIARTE-VIVAR. 2009. EFFECTS OF LEAF HARVEST ON *THRINAX RADIATA* PALM : IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT AND CONSERVATION Author (s): LM Calvo-Irabién , MT Zapata and S Iriarte-Vivar Published by : Forest Research Institute Malaysia Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/236165>. *J. Trop. For. Sci.* 21: 34–44. Available at: <http://www.jstor.org/stable/23616560>.
- CAMPOS, J. L. A., E. DE LIMA ARAÚJO, O. G. GAOUE, and U. P. ALBUQUERQUE. 2018. How can local representations of changes of the availability in natural resources assist in targeting conservation? *Sci. Total Environ.* 628–629: 642–649. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.064>.
- CARVALHO, N. O. S., C. R. PELACANI, M. O. D. S. RODRIGUES, and I. C. CREPALDI. 2005. Uso de substâncias reguladoras e não-específicas na germinação de sementes de licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.). *Sitientibus Série Ciências Biológicas* 5: 28–32.
- CASTRO, R. A. DE, J. R. FABRICANTE, and J. A. DE SIQUEIRA FILHO. 2016. A importância da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. para a conservação da riqueza e diversidade de espécies epífitas vasculares na Caatinga. *Rev. Árvore* 40: 1–12. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622016000100001&lng=pt&tlng=pt.

- CHABOT, B. F., and D. J. HICKS. 1982. The Ecology of Leaf Life Spans. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 13: 229–259. Available at:
<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.es.13.110182.001305>.
- CHAZDON, R. L. 1991. Effects of leaf and ramet removal on growth and reproduction of *Geonoma congesta*, a clonal understorey palm. *Journal Ecol.* 79: 1137–1146.
- DA COSTA, G. M., D. CARDOSO, L. P. DE QUEIROZ, and A. A. CONCEIÇÃO. 2015. Variações locais na riqueza florística em duas ecorregiões de caatinga. *Rodriguesia* 66: 685–709.
- CREPALDI, I. C., A.-M. L. BICUDO, M. D. G. RIO, M. D. V. C. PENTEADO, and A. SALATINO. 2001. Composição nutricional do fruto de licuri (*Syagrus coronata* (Martius) Beccari). *Rev. Bras. Botânica* 24: 155–159. Available at:
http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042001000200004&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt.
- CREPALDI, I. C., G. NEGRI, A. SALANTINO, and A. COSTA NETO. 2010. *Syagrus coronata* (licuri) e *Syagrus vagans* (licurioba) (Arecaceae): fibras e ceras foliares de plantas de duas regiões da Bahia. *SITIIENTIBUS Série Ciências Biológicas* 10: 217–221.
- CREPALDI, I., A. SALATINO, and A. RIOS. 2004. *Syagrus coronata* and *Syagrus vagans*: Traditional exploitation in Bahia, Brazil. *Palms* 48: 43–48. Available at:
<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:coronata+and+Syagrus+vagans:+Traditional+Exploitation+in+Bahia+,+Brazil#0%5Cnhttp://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Syagrus+coronata+and+Syagrus+vagans:+Traditional+expl>.
- CUNNINGHAM, S. A. 1997. The effect of light environment, leaf area, and stored carbohydrates on inflorescence production by a rain forest understory palm. *Oecologia* 111: 36–44. Available at:
<http://link.springer.com/10.1007/s004420050205>.
- DALRYMPLE, N. K., and J. B. FISHER. 1994. The relationship between the number of expanded and developing leaves in shoot apices of palms. *Am. J. Bot.* 81: 1576–1581.
- ENDRESS, B. A., D. L. GORCHOV, and E. J. BERRY. 2006. Sustainability of a non-timber forest product: Effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. *For. Ecol. Manage.* 234: 181–191.

- ENDRESS, B. A., D. L. GORCHOV, M. B. PETERSON, and E. P. SERRANO. 2004. Harvest of the palm *Chamaedorea radicalis*, its effects on leaf production, and implications for sustainable management. *Conserv. Biol.* 18: 822–830.
- EVERAERT, G., Y. DESCHUTTER, M. DE TROCH, C. R. JANSSEN, and K. DE SCHAMPHELAERE. 2018. Multimodel inference to quantify the relative importance of abiotic factors in the population dynamics of marine zooplankton. *J. Mar. Syst.* 181: 91–98. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.02.009>.
- FICK, S. E., and R. J. HIJMANS. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 37: 4302–4315.
- FLORES, C. F., and P. M. S. ASHTON. 2000. Harvesting impact and economic value of *Geonoma deversa*, arecaceae, an understory palm used for roof Thatching in the Peruvian Amazon. *Econ. Bot.* 54: 267–277. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/BF02864781>.
- FRANCO, M., and J. SILVERTOWN. 2004. A COMPARATIVE DEMOGRAPHY OF PLANTS BASED UPON ELASTICITIES OF VITAL RATES. *Ecology* 85: 531–538. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380005000190>.
- GALEANO, G., R. BERNAL, C. ISAZA, J. NAVARRO, N. GARCÍA, M. I. VALLEJO, and C. TORRES. 2010. Evaluación de la sostenibilidad del manejo de palmas Assessing the sustainability of palm management. 45: 85–101.
- GAOUE, O. G., and T. TICKTIN. 2008. Impacts of bark and foliage harvest on *Khaya senegalensis* (Meliaceae) reproductive performance in Benin. *J. Appl. Ecol.* 45: 34–40.
- GARCÍA, N., G. GALEANO, L. MESA, N. CASTAÑO, H. BALSLEV, and R. BERNAL. 2015. Management of the palm *Astrocaryum chambira* Burret (Arecaceae) in northwest Amazon. *Acta Bot. Brasilica* 29: 45–57.
- GATTI, M. G., P. I. CAMPANELLO, and G. GOLDSTEIN. 2011. Growth and leaf production in the tropical palm *Euterpe edulis*: Light conditions versus developmental constraints. *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 206: 742–748.
- GIROLDO, A. B., and A. SCARIOT. 2015. Land use and management affects the demography and conservation of an intensively harvested Cerrado fruit tree species. *Biol. Conserv.*

- 191: 150–158. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.020>.
- GODOY, R. A., and K. S. BAWA. 1993. The economic value and sustainable harvest of plants and animals from the tropical forest: Assumptions, hypotheses, and methods. *Econ. Bot.* 47: 215–219.
- GOLDSTEIN, G., J. L. ANDRADE, F. C. MEINZER, N. M. HOLBROOK, J. CAVELIER, P. JACKSON, and A. CELIS. 1998. Stem water storage and diurnal patterns of water use in tropical forest canopy trees. *Plant, Cell Environ.* 21: 397–406. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-3040.1998.00273.x>.
- GROENENDIJK, P., A. ESHETE, F. J. STERCK, P. A. ZUIDEMA, and F. BONGERS. 2012. Limitations to sustainable frankincense production: Blocked regeneration, high adult mortality and declining populations. *J. Appl. Ecol.* 49: 164–173.
- HALL, P., and K. BAWA. 1993. Methods to assess the impact of extraction of non-timber tropical forest products on plant populations. *Econ. Bot.* 47: 234–247. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/BF02862289>.
- HARRIS, T., Z. YANG, and J. W. HARDIN. 2012. Modeling underdispersed count data with generalized Poisson regression. *Stata J.* 12: 736–747.
- HERNÁNDEZ-BARRIOS, J. C., N. P. R. ANTEN, D. D. ACKERLY, and M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2012. Defoliation and gender effects on fitness components in three congeneric and sympatric understorey palms. *J. Ecol.* 100: 1544–1556.
- HERNÁNDEZ-BARRIOS, J. C., N. P. R. ANTEN, and M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2014. Sustainable harvesting of non-timber forest products based on ecological and economic criteria Y. Clough (Ed.). *J. Appl. Ecol.* 52: 389–401. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2664.12384>.
- HILBE, J. M. 2014. Modeling count data. Cambridge University Press. Available at: www.cambridge.org/9781107611252 Cambridge.
- HOMMA, A. K. O. 1992. The Dynamics of Forest Extraction in Amazonia: A Historical Perspective. *Non-Timber For. Prod. from Trop. For. Eval. a Conserv. Dev. Strateg.* 9: 23–31.
- HORN, C. M., M. P. GILMORE, and B. A. ENDRESS. 2012. Ecological and socio-economic factors influencing aguaje (*Mauritia flexuosa*) resource management in two

- indigenous communities in the Peruvian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 267: 93–103.
Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.040>.
- IBGE. 2017. PRODUÇÃO DA EXTRAÇÃO VEGETAL E DA SILVICULTURA – PEVS. DISPONVÍVEL EM: <HTTPS://SIDRA.IBGE.GOV.BR/PESQUISA/PEVS/QUADROS/BRASIL/2017>.
- ISAZA, C., R. BERNAL, G. GALEANO, and C. MARTORELL. 2017. Demography of *Euterpe precatoria* and *Mauritia flexuosa* in the Amazon: application of integral projection models for their harvest. *Biotropica* 49: 653–664.
- JACKMAN, S., A. TAHK, A. ZEILEIS, C. MAIMONE, J. FEARON, and Z. M. MAINTAINER. 2017. Package “pscl”: Political Science Computational Laboratory. R Packag. Vignettes Collect. Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/pscl/pscl.pdf>.
- JANSEN, M., P. A. ZUIDEMA, A. VAN AST, F. BONGERS, M. MALOSETTI, M. MARTÍNEZ-RAMOS, J. NÚÑEZ-FARFÁN, and N. P. R. ANTEN. 2019. Heritability of growth and leaf loss compensation in a long-lived tropical understorey palm. *PLoS One* 14: 1–17.
- JOHNSON, D. V. 2010. *Tropical Palms: Revision Series: Non-Wood Forest Products 10* (Ed.). Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- KUSTERS, K., R. ACHDIAWAN, B. BELCHER, and M. RUIZ PÉREZ. 2006. Balancing Development and Conservation? An Assessment of Livelihood and Environmental Outcomes of Nontimber Forest Product Trade in Asia, Africa, and Latin America. *Ecol. Soc.* 11: art20. Available at: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art20/>.
- DE LA TORRE, L., R. VALENCIA, C. ALTAMIRANO, and H. M. RAVNBORG. 2011. Legal and Administrative Regulation of Palms and Other NTFPs in Colombia, Ecuador, Peru and Bolivia. *Bot. Rev.* 77: 327–369.
- LACEY, E. P. 1986. Onset of reproduction in plants: Size-versus age-dependency. *Trends Ecol. Evol.* 1: 72–75.
- LINDSEY, J. K. 1997. *Applying Generalized Linear Models* Springer New York (Ed.). Springer New York, New York, NY Available at: <http://link.springer.com/10.1007/b98856>.
- LOPEZ-TOLEDO, L., N. P. R. ANTEN, B. A. ENDRESS, D. D. ACKERLY, and M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2012. Resilience to chronic defoliation in a dioecious understorey tropical

- rain forest palm. *J. Ecol.* 100: 1245–1256.
- LOPEZ-TOLEDO, L., C. ESPINOSA-HIDALGO, C. HORN, and B. A. ENDRESS. 2015. Efectos del manejo tradicional sobre la palma brahea aculeata en una selva seca del sur de Sonora, México. *Bot. Sci.* 93: 461–471.
- LOPEZ-TOLEDO, L., A. PEREZ-DECELIS, F. MACEDO-SANTANA, E. CUEVAS, and B. A. ENDRESS. 2018. Chronic leaf harvesting reduces reproductive success of a tropical dry forest palm in northern Mexico. *PLoS One* 13: 1–16.
- MACÍA, M. J., P. J. ARMESILLA, R. CÁMARA-LERET, N. PANIAGUA-ZAMBRANA, S. VILLALBA, H. BALSLEV, and M. PARDO-DE-SANTAYANA. 2011. Palm Uses in Northwestern South America: A Quantitative Review. *Bot. Rev.* 77: 462–570.
- MANDLE, L., and T. TICKTIN. 2012. Interactions among fire, grazing, harvest and abiotic conditions shape palm demographic responses to disturbance. *J. Ecol.* 100: 997–1008.
- MARSHALL, E., A. C. NEWTON, and K. SCHRECKENBERG. 2003. Commercialisation of non-timber forest products: first steps in analysing the factors influencing success. *Int. For. Rev.* 5: 128–137.
- MARSHALL, E., K. SCHNECKENBERG, and A. C. NEWTON. 2006. Commercialization of non-timber forest products E. Marshall, K. Schreckenberg, and A. C. Newton (Eds.). UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK Available at: www.unep-wcmc.org/forest/ntfp.
- MARTÍNEZ-BALLESTÉ, A., and J. CABALLERO. 2016. Management compromises and the sustainability of palm populations in Mayan homegardens. *Bot. Sci.* 94: 291–300.
- MARTÍNEZ-BALLESTÉ, A., and C. MARTORELL. 2015. Effects of harvest on the sustainability and leaf productivity of populations of two palm species in Maya homegardens. *PLoS One* 10.
- MARTÍNEZ-BALLESTÉ, A., C. MARTORELL, and J. CABALLERO. 2008. The effect of Maya traditional harvesting on the leaf production, and demographic parameters of Sabal palm in the Yucatán Peninsula, Mexico. *For. Ecol. Manage.* 256: 1320–1324.
- MARTINEZ-CAMILO, R., M. GONZALEZ-ESPINOSA, M. A. PEREZ-FARRERA, P. F. QUINTANA-ASCENCIO, and L. RUIZ-MONTOYA. 2011. EVALUATION OF LEAF HARVESTING EFFECT ON *Chamaedorea quezalteca* Standl. & Steyerl. (PALMAE), IN THE EL

- TRIUNFO BIOSPHERE RESERVE, CHIAPAS, MEXICO. *Agrociencia* 45: 507–518.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M., N. P. R. ANTEN, and D. D. ACKERLY. 2009. Defoliation and ENSO effects on vital rates of an understorey tropical rain forest palm. *J. Ecol.* 97: 1050–1061.
- MARTINS, A. R. O., and C. M. SHACKLETON. 2017. Abundance, population structure and harvesting selection of two palm species (*Hyphaene coriacea* and *Phoenix reclinata*) in Zitundo area, southern Mozambique. *For. Ecol. Manage.* 398: 64–74. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.005>.
- MASCHINSKI, J., and T. G. WHITHAM. 1989. The Continuum of Plant Responses to Herbivory: The Influence of Plant Association, Nutrient Availability, and Timing. *Am. Nat.* 134: 1–19. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1540-8175.1987.tb01349.x>.
- MEDEIROS, M. J., M. T. OLIVEIRA, L. WILLADINO, and M. G. SANTOS. 2015. Overcoming seed dormancy using gibberellic acid and the performance of young *Syagrus coronata* plants under severe drought stress and recovery. *Plant Physiol. Biochem.* 97: 278–286. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0981942815301285>.
- MENDOZA, A., D. PINERO, and J. SARUKHAN. 1987. Effects of Experimental Defoliation on Growth, Reproduction and Survival of *Astrocaryum Mexicanum*. *J. Ecol.* 75: 545. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2260433?origin=crossref>.
- MIALET-SERRA, I., A. CLEMENT, N. SONDEREGGER, O. ROUPSARD, C. JOURDAN, J. P. LABOUISSSE, and M. DINGKUHN. 2005. Assimilate storage in vegetative organs of coconut (*Cocos nucifera*). *Exp. Agric.* 41: 161–174.
- MICHAEL ARNOLD, J. E., and M. RUIZ PÉREZ. 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecol. Econ.* 39: 437–447. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800901002361>.
- MMA. 2007. ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO, USO SUSTENTÁVEL E REPARTIÇÃO DE BENEFÍCIOS DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA.
- MULER, A. E., D. C. ROTHER, P. S. BRANCALION, R. P. NAVES, R. R. RODRIGUES, and M. A. PIZO. 2014. Can overharvesting of a non-timber-forest-product change the

- regeneration dynamics of a tropical rainforest? The case study of *Euterpe edulis*. *For. Ecol. Manage.* 324: 117–125. Available at:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.001>.
- MYERS, N. 1988. Tropical Forests: Much More Than Stocks of Wood. *J. Trop. Ecol.* 4: 209–221.
- NETO, J. R. D. S., and M. CAMANDAROBA. 2008. Mapeamento dos sítios de alimentação da arara-azul-de-Lear *Anodorhynchus leari* (Bonaparte, 1856). *Ornithologia* 3: 1–17.
- NEUMANN, R. P., and E. HIRSCH. 2000. Commercialisation of non-timber forest products: review and analysis of research. Center for International Forestry Research Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia Available at:
<https://www.cifor.org/library/723/>.
- NOBLICK, L. R. 1986. Palmeiras das caatingas da Bahia e suas potencialidades econômicas. *Simpósio sobre a Caatinga e sua Explor. Racion.* 99–115. Available at:
http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000084&pid=S0100-8404200100020000400027&lng=en.
- NOBLICK, L. R. 2017. A revision of the genus *Syagrus* (Arecaceae). *Phytotaxa* 294: 1–262.
- NURUNNABI, A. A. M., A. S. HADI, and A. H. M. R. IMON. 2014. Procedures for the identification of multiple influential observations in linear regression. *J. Appl. Stat.* 41: 1315–1331. Available at:
<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02664763.2013.868418>.
- OLIVARES, I., and G. GALEANO. 2013. Leaf and inflorescence production of the wine palm (*Attalea butyracea*) in the dry Magdalena river valley, Colombia [Producción de hojas y de inflorescencias de la palma de vino (*Attalea butyracea*) en el Valle seco del río Magdalena, Colombia]. *Caldasia* 35: 37–48. Available at:
<https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84879456724&partnerID=40&md5=a375698b998ea0d08260ee820ee590bf>.
- OLIVEIRA, R. U.; ESPÍRITO SANTO, F. S.; ALVAREZ, I. A. 2015. COMUNIDADE EPIFÍTICA DE *SYAGRUS CORONATA* (MART.) BECC. (ARECACEAE) EM ÁREAS DE PASTAGENS NA CAATINGA, BAHIA. *Rev. Caatinga* 28: 84–91.
- OLIVEIRA, J. H. M., and J. M. CHAVES. 2011. MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO

- GEOMORFOLÓGICA: Ecorregião Raso da Catarina e Entorno NE da Bahia. *Mercator* 9: 217–238.
- OWEN, D. F., and R. G. WIEGERT. 1976. Do Consumers Maximize Plant Fitness? *Oikos* 27: 488. Available at: <https://www.jstor.org/stable/3543467?origin=crossref>.
- OYAMA, K., and A. MENDOZA. 1990. Effects of Defoliation on Growth, Reproduction, and Survival of a Neotropical Dioecious Palm, *Chamaedorea tepejilote*. *Biotropica* 22: 119. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2388403?origin=crossref>.
- PERES, C. A. 2010. Overexploitation. *In Conservation Biology for All*. pp. 107–130, Oxford University Press. Available at: <http://www.oxfordscholarship.com/view/10.1093/acprof:oso/9780199554232.001.0001/acprof-9780199554232-chapter-7>.
- PETERS, C. M., A. H. GENTRY, and R. O. MENDELSON. 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature* 339: 655–656. Available at: <http://www.nature.com/articles/340301a0>.
- PINERO, D., and J. SARUKHAN. 1982. Reproductive Behaviour and Its Individual Variability in a Tropical Palm, *Astrocaryum Mexicanum*. *J. Ecol.* 70: 461. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2259915?origin=crossref>.
- POSADA, J. M., R. SIEVÄNEN, C. MESSIER, J. PERTTUNEN, E. NIKINMAA, and M. J. LECHOWICZ. 2012. Contributions of leaf photosynthetic capacity, leaf angle and self-shading to the maximization of net photosynthesis in *Acer saccharum*: a modelling assessment. *Ann. Bot.* 110: 731–741.
- PULIDO, M. T., and M. CORONEL-ORTEGA. 2015. Ethnoecology of the palm *Brahea dulcis* (Kunth) Mart. in central Mexico. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 11.
- PUTZ, F. E., G. M. BLATE, K. H. REDFORD, and R. FIMBEL. 2001. Tropical Forest Management and Overview Conservation of Biodiversity : *Conserv. Biol.* 15: 7–20. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.00018.x>.
- QUINN, G. P., and M. J. KEOUGH. 2002. Experimental Design and Data Analysis for Biologists C. U. Press (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge Available at: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806384>.
- QUITETE PORTELA, R. DE C., E. M. BRUNA, and F. A. MAËS DOS SANTOS. 2010.

- Demography of palm species in Brazil's Atlantic forest: a comparison of harvested and unharvested species using matrix models. *Biodivers. Conserv.* 19: 2389–2403. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s10531-010-9846-5>.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2018. R core team (2018). R A Lang. *Environ. Stat. Comput. R Found. Stat. Comput.* Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RATSIRARSON, J., J. A. SILANDER, and A. F. RICHARD. 1996. Conservation and Management of a Threatened Madagascar Palm Species, *Neodypsis decaryi*, Jumelle
 Conservación y manejo de la especie de palmera de Madagascar en peligro *Neodypsis decaryi*, Jumelle. *Conserv. Biol.* 10: 40–52. Available at: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10010040.x>.
- REIS, M. S., A. C. FANTINI, R. O. NODARI, A. REIS, M. P. GUERRA, and A. MANTOVANI. 2000. Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic Rain Forest: The Case Study of Palm Heart (*Euterpe edulis Martius*)1. *Biotropica* 32: 894–902.
- RIST, L., R. U. SHAANKER, E. J. MILNER-GULLAND, and J. GHAZOUL. 2010. The use of traditional ecological knowledge in forest management: An example from india. *Ecol. Soc.* 15.
- ROCHA, K. M. R. 2009. *Biologia reprodutiva da palmeira licuri (Syagrus coronata (Mart.) Becc.) (Arecaceae) na Ecorregião do Raso da Catarina, Bahia.* Universidade Federal Rural de Pernambuco. Available at: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/5510>.
- RODRÍGUEZ-BURITICÁ, S., M. A. ORJUELA, and G. GALEANO. 2005. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: An understory palm used as foliage in Colombia. *For. Ecol. Manage.* 211: 329–340.
- ROS-TONEN, M. A. F. 2000. The role of non-timber forest products in sustainable tropical forest management. *Holz als Roh - und Werkst.* 58: 196–201.
- RUFINO, M. U. DE L., J. T. DE M. COSTA, V. A. DA SILVA, and L. DE H. C. ANDRADE. 2008. Conhecimento e uso do ouricuri (*Syagrus coronata*) e do babaçu (*Orbignya phalerata*) em Buíque, PE, Brasil. *Acta Bot. Brasilica* 22: 1141–1149.
- RUIZ-R, N., D. WARD, and D. SALTZ. 2008. Leaf compensatory growth as a tolerance strategy to resist herbivory in *Pancratium sickenbergeri*. *Plant Ecol.* 198: 19–26.

- SÁ, D., A. SCARIOT, and J. B. FERREIRA. 2018. Effects of ecological and anthropogenic factors on population demography of the harvested *Butia capitata* palm in the Brazilian Cerrado. *Biodivers. Conserv.* Available at: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1669-9>.
- SAMPAIO, M. B., and A. SCARIOT. 2008. Growth and reproduction of the understory palm *Geonoma schottiana* Mart. in the gallery forest in Central Brazil. *Rev. Bras. Botânica* 31: 433–442.
- SAMPAIO, M. B., I. B. SCHMIDT, and I. F. BENEDETTI. 2008. Harvesting Effects and Population Ecology of the Buriti Palm (*Mauritia flexuosa* L. f., *Arecaceae*) in the Jalapão Region, Central Brazil 1. *Econ. Bot.* 62: 171–181.
- SANTOS-MOURA, S. DA S., E. P. GONÇALVES, L. D. F. DE A. MELO, L. G. PAIVA, and T. M. DA SILVA. 2016. Morphology of fruits, diaspores, seeds, seedlings, and saplings of *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. *Biosci. J.* 32: 652–660.
- SCARIOT, A., E. LLERAS, and J. D. HAY. 1995. Flowering and Fruiting Phenologies of the Palm *Acrocomia aculeata*: Patterns and Consequences. *Biotropica* 27: 168. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2388992?origin=crossref>.
- SCHMIDT, I. B., I. B. FIGUEIREDO, and A. SCARIOT. 2007. Ethnobotany and Effects of Harvesting on the Population Ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (*Eriocaulaceae*), a NTFP from Jalapão Region, Central Brazil. *Econ. Bot.* 61: 73–85.
- SCHMIDT, I. B., L. MANDLE, T. TICKTIN, and O. G. GAOUE. 2011. What do matrix population models reveal about the sustainability of non-timber forest product harvest? *J. Appl. Ecol.* 48: 815–826.
- SCHROTH, G., M. S. S. DA MOTA, R. LOPES, and A. F. DE FREITAS. 2004. Extractive use, management and in situ domestication of a weedy palm, *Astrocaryum tucuma*, in the central Amazon. *For. Ecol. Manage.* 202: 161–179.
- SHANLEY, P., and G. MEDINA. 2005. Frutíferas e plantas úteis na vida amazônica P. Shanley and G. Medina (Eds.). CIFOR - Imazon, Belém Available at: <https://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/livros/rutiferas-e-plantas-uteis-na-vida-amazonica.pdf>.
- SEI/BA – SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. 2014. ESTATÍSTICAS DOS TERRITÓRIOS BAIANOS. SALVADOR, FASC. 3:1-14.

- SEI/BA – SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. 2016. PERFIL DOS TERRITÓRIOS DE IDENTIDADE. SALVADOR, SEI, SÉRIE TERRITÓRIOS DE IDENTIDADE DA BAHIA, v.2. 259p.
- SICK, H., L. P. GONZAGA, and D. M. TEIXEIRA. 1987. A arara-azul-de-Lear, *Anodorhynchus leari* Bonaparte, 1856. *Rev. Bras. Zool.* 3: 441–463.
- SOLA, P., G. EDWARDS-JONES, and J. GAMBIZA. 2006. Impacts of leaf harvesting and sap tapping on the ivory palm (*Hyphaene petersiana*) in south eastern Zimbabwe. *For. Trees Livelihoods* 16: 381–395.
- SOUZA, A. F., F. R. MARTINS, and L. C. BERNACCI. 2003. Clonal growth and reproductive strategies of the understory tropical palm *Geonoma brevispatha*: an ontogenetic approach. *Can. J. Bot.* 81: 101–112.
- SOUZA, J. M., I. B. SCHMIDT, and A. A. CONCEIÇÃO. 2018. How do fire and harvesting affect the population dynamics of a dominant endemic Velloziaceae species in campo rupestre? *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 238: 225–233.
- VAN STAALDUINEN, M. A., and N. P. R. ANTEN. 2005. Differences in the compensatory growth of two co-occurring grass species in relation to water availability. *Oecologia* 146: 190–199.
- STEVEN, D. DE, D. M. WINDSOR, F. E. PUTZ, and B. DE LEON. 1987. Vegetative and Reproductive Phenologies of a Palm Assemblage in Panama. *Biotropica* 19: 342. Available at: <https://www.jstor.org/stable/2388632?origin=crossref>.
- STRUHSAKER, T. T. 1987. Forestry issues and conservation in Uganda. *Biol. Conserv.* 39: 209–234.
- SVENNING, J., and M. J. MACÍA. 2002. Harvesting of *Geonoma macrostachys* Mart. leaves for thatch: an exploration of sustainability. *For. Ecol. Manage.* 167: 251–262. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112701006995>.
- SYMONDS, M. R. E., and A. MOUSSALLI. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *65*: 13–21.
- TICKTIN, T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *J. Appl. Ecol.* 41: 11–21. Available at:

- <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2004.00859.x>.
- VALVERDE, T., M. HERNANDEZ-APOLINAR, and S. MENDOZA-AMAROM. 2006. Effect of Leaf Harvesting on the Demography of the Tropical Palm *Chamaedorea elegans* in South-Eastern Mexico. *J. Sustain. For.* 23: 85–105. Available at: http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1300/J091v23n01_05.
- VELLOSO, A. L., A. L. VELLOSO, A. M. GIULIETTI, D. C. OREN, E. E. DE MIRANDA, and S. KEEL. 2002. Ecorregiões: Propostas para o Bioma Caatinga. Recife - PE Available at: http://www.mma.gov.br/estruturas/203/_arquivos/ecorregioes_site_203.pdf.
- VIEIRA, I. R., J. S. DE OLIVEIRA, and M. I. B. LOIOLA. 2016. EFFECTS OF HARVESTING ON LEAF PRODUCTION AND REPRODUCTIVE PERFORMANCE OF *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore1. *Rev. Árvore* 40: 117–123. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622016000100117&lng=en&tlng=en.
- VOGL, C. R., B. VOGL-LUKASSER, and R. K. PURI. 2004. Tools and Methods for Data Collection in Ethnobotanical Studies of Homegardens. *Field methods* 16: 285–306.
- WAHLÉN, C. B. 2017. Opportunities for making the invisible visible: Towards an improved understanding of the economic contributions of NTFPs. *For. Policy Econ.* 84: 11–19. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2017.04.006>.
- WEINSTEIN, S., and S. MOEGENBURG. 2004. Acai Palm Management in the Amazon Estuary: Course for Conservation or Passage to Plantations? *Conserv. Soc.* 2: 315–346. Available at: <http://www.conservationandsociety.org/text.asp?2004/2/2/315/49332>.
- YAMASHITA, C. 1987. Field observations and comments on the Indigo Macaw (*Anodorhynchus leari*), a highly endangered species from northeastern Brazil. *Wilson Bull.* 99: 280–282.
- YEE, M. T. 2019. Package ‘VGAM’ R topics documented :
- ZAR, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis* 5th Editio. Upper Saddle River, N.J. : Prentice-Hall/Pearson, New Jersey.
- ZEILEIS, A., C. KLEIBER, and S. JACKMAN. 2008. *Regression Models for Count Data in R*. *J. Stat. Softw.* 27. Available at: <http://www.jstatsoft.org/v27/i08/>.

ZUIDEMA, P. A., H. DE KROON, and M. J. A. WERGER. 2007. Testing Sustainability by Prospective and Retrospective Demographic Analyses: Evaluation for Palm Leaf Harvest. *Ecol. Appl.* 17: 118–128.

ZUUR, A. F., E. N. IENO, N. WALKER, A. A. SVELIEV, and G. M. SMITH. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York, New York, NY
Available at: <http://link.springer.com/10.1007/978-0-387-87458-6>.

Considerações finais

Espécies alvos da exploração de produtos florestais não madeireiros - PFNMs estão frequentemente submetidas a diferentes condições ambientais e múltiplas fontes de perturbação antrópica. No entanto, a maior parte dos estudos preocupados em avaliar o *status* de conservação e a sustentabilidade extrativista de PFNMs tem focado exclusivamente nos efeitos das atividades de coleta, o que pode acabar subestimando ou superestimando aos impactos do extrativismo na performance dos indivíduos e na persistência das populações em longo prazo. Portanto, é extremamente importante identificar quais fontes de perturbação, além do extrativismo, podem estar impactando os parâmetros demográficos das espécies-alvo e como esses impactos podem ser mitigados. No presente estudo, ferramentas analíticas, como análises de geoprocessamento, modelos de distribuição potencial de espécie e parâmetros de ecologia populacional, ajudaram a elucidar a influência de fatores climáticos, ambientais e antrópicos no padrão de distribuição geográfica, estrutura populacional e fenologia vegetativa e reprodutiva de *Syagrus coronata*.

O modelo de distribuição potencial previu extensa área para a ocorrência de *S. coronata* ao longo dos biomas de Caatinga e norte da Mata Atlântica, com os parâmetros de precipitação exercendo maior influência na distribuição geográfica potencial da espécie. Apesar da distribuição relativamente ampla e não restrita a determinados tipos de habitats específicos, as áreas de maior adequabilidade ambiental à ocorrência da espécie indicadas pelo modelo preditivo estão, em sua grande maioria, fora de Unidades de Conservação ou já foram convertidas em sistemas agropecuários. A conversão da vegetação nativa em sistemas agropecuários não significa que as áreas se tornem inadequadas à ocorrência da espécie. Entretanto, populações de *S. coronata* localizadas em áreas de intensa produção agrícola são caracterizadas pela baixa capacidade de regeneração e predominância de indivíduos nos estágios finais do ciclo de vida, fatores que podem ameaçar a persistência das populações em longo prazo.

Resultados do presente estudo mostraram que as perturbações antrópicas com maior impacto nos parâmetros de estrutura populacional e regeneração natural potencial das populações de *S. coronata* foram agricultura e pastoreio, com os atuais níveis de extrativismo de folhas ou frutos apresentando baixa pressão sobre os parâmetros demográficos analisados. Em áreas de produção agrícola, enquanto os indivíduos reprodutivos são preservados pelos agricultores, a remoção da vegetação nativa e o preparo do solo para o

cultivo de culturas anuais implicam na eliminação de grande parte dos indivíduos que ainda se encontram nas fases iniciais de desenvolvimento. Adicionalmente, o pastoreio pelo gado, principalmente em períodos de estiagem, pode causar danos físicos severos aos indivíduos de *S. coronata*, além de comprometer a qualidade do substrato devido ao processo de compactação do solo, limitando, dessa forma, a germinação de sementes e o recrutamento e estabelecimento de novos indivíduos, e aumentando as taxas de mortalidade das populações.

Os parâmetros de estrutura populacional e a fenologia vegetativa e reprodutiva de *S. coronata* não foram significativamente afetados pelo extrativismo, indicando que os atuais níveis de coleta são potencialmente sustentáveis. Estudos de estrutura populacional ajudam a identificar padrões gerais de distribuição espacial, abundância e densidade de indivíduos entre classes de tamanho e estágios ontogenéticos de populações em áreas com diferentes históricos de perturbação. Esses parâmetros quando avaliados para um grande número de populações podem fornecer estimativas primárias quanto ao estado de conservação das espécies-alvo. No entanto, esses estudos são incapazes de retratar a variação temporal nas taxas vitais de crescimento, sobrevivência e reprodução das populações, bem como identificar quais os fatores responsáveis por essa variação. Dessa forma, a realização de estudos de dinâmica populacional torna-se necessários a fim de elucidar a influência das diferentes fontes de perturbação nos parâmetros demográficos e na persistência das populações de *S. coronata* em longo prazo.

Os impactos das perturbações antrópicas sobre as populações de *S. coronata* tornaram-se ainda mais intensos ao final da década de 1980, devido ao aumento da demanda comercial e acelerado processo de conversão dos ambientes de caatingas em sistemas agropecuários. Em virtude de sua importância ecológica, cultural e socioeconômica, a promoção de iniciativas capazes de estimular a conservação e o manejo sustentável da espécie torna-se cada vez mais importante. Nesse sentido, os resultados aqui apresentados podem se juntar as iniciativas já existentes, contribuindo, dessa forma, para a formulação de políticas de conservação e o manejo sustentável da palmeira da espécie.

Anexo I



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 57970-1	Data da Emissão: 03/04/2017 16:43	Data para Revalidação*: 03/05/2018
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Victor Vinicius Ferreira de Lima	CPF: 005.867.861-12
Título do Projeto: Modelos de distribuição potencial e a ecologia populacional do licuri - Syagrus coronata (Martius) Beccari: implicações para o manejo e a conservação de um importante PFM no semiárido do nordeste do Brasil.	
Nome da Instituição : FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA	CNPJ: 00.038.174/0001-43

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Modelagem de Nicho Ecológico	04/2017	04/2018
2	Avaliar a ecologia populacional de Syagrus coronata em áreas naturais e antrópicas	04/2017	04/2019
3	Avaliar a influência da remoção de folhas sobre os atributos fenológicos de Syagrus coronata. Experi	04/2017	02/2019

Observações e ressalvas

1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
2	Esta autorização NÃO exige o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
3	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
4	A autorização para envio ao exterior de material biológico não consignado deverá ser requerida por meio do endereço eletrônico www.ibama.gov.br (Serviços on-line - Licença para importação ou exportação de flora e fauna - CITES e não CITES).
5	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
6	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/cgen.
8	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infra-estrutura da unidade.

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Doc. Identidade	Nacionalidade
1	ALDÍR OSNI SCARÍOT	Coordenador do Projeto	410.961.269-15	2133400 SSP-PR	Brasileira

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Município	UF	Descrição do local	Tipo
1	EUCLIDES DA CUNHA	BA	Microrregião de Euclides da Cunha	Fora de UC Federal
2	JEREMOABO	BA	Microrregião de Jeremoabo	Fora de UC Federal
3	CAPIM GROSSO	BA	Microrregião de Jacobina	Fora de UC Federal
4	PAULO AFONSO	BA	Microrregião de Paulo Afonso	Fora de UC Federal
5		BA	ESTAÇÃO ECOLÓGICA RASO DA CATARINA	UC Federal

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 79587445



Página 1/4



Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 57970-1	Data da Emissão: 03/04/2017 16:43	Data para Revalidação*: 03/05/2018
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Victor Vinicius Ferreira de Lima	CPF: 005.867.861-12
Título do Projeto: Modelos de distribuição potencial e a ecologia populacional do licuri - <i>Syagrus coronata</i> (Martius) Beccari: implicações para o manejo e a conservação de um importante PFM no semiárido do nordeste do Brasil.	
Nome da Instituição : FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA	CNPJ: 00.038.174/0001-43

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxons
1	Coleta/transporte de material botânico, fúngico ou microbiológico	<i>Syagrus coronata</i> , Plantae

Material e métodos

1	Amostras biológicas (Plantas)	Frutos/estróbilos, Flor, Folhas, Semente, Ramos
2	Método de captura/coleta (Plantas)	Coleta manual

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo Destino
1	EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA	colecção

Anexo II



INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 191, DE 24 DE SETEMBRO DE 2008

O PRESIDENTE DO INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA, no uso das atribuições que lhe confere o inciso V, art. 22 do Anexo I ao Decreto no 6.099, de 26 de abril de 2007, que aprovou a Estrutura Regimental do IBAMA, publicado no Diário Oficial da União do dia subsequente, Considerando as disposições dos arts. 7º e 14, alínea "b", da Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965, que instituiu o Código Florestal, para a proteção de espécies vegetais relevantes;

Considerando a necessidade de implementar medidas que garantam a preservação da arara-azul-de-lear (*Anodorhynchus leari*), de ocorrência restrita à região nordeste do Estado da Bahia, que abrange a Ecorregião do Raso da Catarina, e seriamente ameaçada de extinção na natureza;
Considerando que a arara-azul-de-lear tem como principal componente alimentar o fruto da palmeira licuri (*Syagrus coronata*) e que a referida palmeira representa importante fonte de alimento para inúmeros outros animais silvestres;
Considerando ainda a grande importância socioeconômica do licuri para a população sertaneja, e;
Considerando as proposições apresentadas pela Diretoria de Uso Sustentável da Biodiversidade e Florestas (Processo nº 02001.002077/2008-03); resolve:

Art. 1º Proibir o corte do licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) nas áreas de ocorrência natural desta palmeira nos Estados de Alagoas, Bahia, Minas Gerais, Pernambuco e Sergipe até que sejam estabelecidas normas de manejo da espécie por cada Estado.

Art. 2º É permitida a coleta de frutos e folhas desde que não coloque em risco a regeneração da espécie e a flora e fauna silvestre a ela associadas.

Art. 3º Fica proibida a colocação de barreiras físicas que dificultem ou impeçam o livre acesso da fauna silvestre aos cachos de frutos.

Art. 4º Somente será permitida a retirada anual de até três folhas verdes por palmeira que deverão estar localizadas na base das suas fileiras de folhas.

Art. 5º Será exigida, pelo órgão ambiental competente, das entidades jurídicas que façam uso comercial ou industrial da palmeira licuri, a título de reposição florestal, o plantio e manutenção até o seu completo estabelecimento, de uma unidade de palmeira licuri para o consumo anual de:

- a) 30 cachos de frutos, ou
- b) 300 folhas

Art. 6º As pessoas físicas ou jurídicas que façam uso comercial e industrial da palmeira licuri deverão observar as normas legais vigentes referentes ao licenciamento do órgão ambiental competente e ao Cadastro Técnico Federal.

Art. 7º Caberá aos Estados estabelecer os critérios necessários para a elaboração dos planos de conservação e uso da espécie licuri que garantam a sua sustentabilidade e a conservação das populações silvestres em função de sua importância para a fauna nativa, em especial a arara-azul-de-lear, e as comunidades que fazem uso da palmeira licuri.

Parágrafo único. Os critérios técnicos estabelecidos pelos Estados poderão alterar o disposto nesta Instrução Normativa.

Art. 8º Fica revogada a Instrução Normativa nº 147 de 10 de janeiro de 2007.

Art. 9º Esta Instrução Normativa entra em vigor na data da sua publicação.

ROBERTO MESSIAS FRANCO

Apêndice I

Termo de Consentimento Prévio e Informado

Projeto

O extrativismo de folhas da palmeira licuri (*Sygrus coronata* (Mart.) Becc): caracterização das práticas de manejo local e avaliação da sustentabilidade extrativista.

1. Objetivos do projeto

O interesse pelos Produtos Florestais não Madeireiros – PFNMs ganhou maior destaque nas últimas décadas do século passado, quando pesquisadores e ambientalistas passaram a defender a utilização desses recursos como forma de conciliar a melhoria na qualidade de vida das comunidades rurais com a conservação e o uso sustentável da biodiversidade. No entanto, a exploração dos PFMNs, quando realizada de forma desordenada, pode gerar impactos ecológicos negativos aos componentes da biodiversidade. As palmeiras (Arecaceae) estão entre as espécies da flora de maior importância cultural e socioeconômica para diversas comunidades rurais e povos indígenas que habitam as regiões tropicais da América da Sul. No semiárido da Bahia as folhas palmeira *Sygrus coronata*, conhecida popularmente como licuri ou ouricuri, são comumente utilizadas por comunidades rurais locais como matéria-prima para a produção de utensílios domésticos, peças artesanais artesanatos, materiais para construção e como forragem para a alimentação de animais domésticos. A comercialização de peças artesanais, feitas a partir da palha do licuri, representa uma importante fonte de renda de muitas famílias rurais da região. Entretanto, Apesar de sua contribuição para a subsistência e geração de renda, do longo histórico de exploração, e de sua importância ecológica para os ecossistemas de caatingas, não há, até o momento, estudos ecológicos que tenham avaliado experimentalmente os efeitos da remoção de folhas sobre a fenologia vegetativa e reprodutiva dos indivíduos de *S. coronata* (licuri). A realização de pesquisas ecológicas e o estabelecimento de um plano de monitoramento são extremamente úteis para avaliar os impactos do extrativismo de PFNMs sobre indivíduos e populações, bem como propor ações para o manejo sustentável dos recursos naturais. Nesse sentido, procurando contribuir com o conhecimento ecológico e a sustentabilidade da prática extrativista, os principais **objetivos** deste trabalho são: i) caracterizar as práticas de manejo local associadas ao extrativismo das folhas de licuri (*S. coronata*) em duas comunidades extrativistas localizadas na Ecorregião Raso da Catarina, semiárido da Bahia; 2) implantar experimento de remoção de folhas para avaliar os efeitos de diferentes regimes de exploração (frequência e intensidade de coleta) sobre a produção de folhas e de estruturas reprodutivas (produção de inflorescências, infrutescências e no número total de frutos) em indivíduos *S. coronata*; e 3) avaliar a influência de fatores ambientais (precipitação e propriedades físico-químicas do solo) e dos atributos funcionais dos indivíduos (altura total e número de folhas vivas) na fenologia vegetativa e reprodutiva da espécie.

2. Metas e Etapas

O estudo será realizado no semiárido da Bahia, nos municípios de Euclides da Cunha e Santa Brígida, Ecorregião Raso da Catarina. O estudo para caracterização das práticas de manejo será realizado em duas comunidades rurais: i - Comunidade Morada Velha (09°44'S e 38°12'W), município de Santa Brígida; e ii - Comunidade Serra Branca (10°15'S e 38°54'W), município de Euclides da Cunha (Figura 2). Ambas as comunidades praticam o extrativismo das folhas de licuri e são representadas por grupo de artesãos (Associação de Artesãos de Santa Brígida – AASB e Associação de Artesãos de Lear de Serra Branca – AALSB) especializados na produção de artesanato feitos a partir da fibra do licuri. Já o experimento de remoção de folhas será realizado em dois sítios de estudo: i) Sítio Jardim das Araras (10°20' S e 38°56' W), localizado no município de Euclides da Cunha, Ecorregião Raso da Catarina; e ii) Sítio EFA de Jaboticaba (11°29'S e 40°07'W), município de Quixabeira, TC/TI Bacia do Jacuípe.

A pesquisa para caracterização das práticas de manejo terá duração de 14 dias, iniciando em agosto de 2017, e finalizando em setembro de 2017. Para coleta de dados e aplicação dos questionários, o tempo de permanência do pesquisador será de sete dias em cada uma das comunidades envolvidas no estudo. Em relação ao experimento de remoção de folhas, a pesquisa terá duração de 18 meses, contados a partir de agosto de 2018. Para realização dessa atividade, o tempo de permanência do pesquisador será de 30 a 40 dias, dividido quatro em visitas semestrais às áreas de estudo.

Para a execução de ambas as atividades, apenas o pesquisador responsável pela coleta de dados, o aluno de doutorado Victor Vinícius Ferreira de Lima, permanecerá na comunidade. O experimento de remoção de folhas contará com o apoio logístico de atores locais durante o processo de implantação dos experimentos e coleta de dados.

3. Equipe de Trabalho

A equipe de trabalho é formada basicamente por:

- I. Victor Vinícius Ferreira de Lima – consultor técnico especializado do projeto Bem Diverso (BRA/14/G33) e aluno de doutorado do programa de pós-graduação em ecologia pela Universidade de Brasília;
- II. Aldcir Osnir Scariot – pesquisador da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, coordenador nacional do projeto Bem Diverso (BRA/14/G33) e professor do programa de pós-graduação em ecologia Universidade de Brasília;
- III. Anderson Cássio Sevilha – pesquisador da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia e coordenador substituto do projeto Bem Diverso (BRA/14/G33);
- IV. Genildo Santos de Oliveira – estudante, artesão, presidente da Associação de Artesãos de Lear de Serra Branca - AALSB;
- V. José dos Santos Braga – artesão, membro da Associação de Artesãos de Santa Brígida - AASB.

4. Dos resultados e de sua divulgação

Os resultados gerados pela pesquisa serão utilizados puramente para a promoção do conhecimento científico e projetos de educação ambiental e no fortalecimento de políticas

públicas destinadas ao uso sustentável e a conservação do licuri. Os resultados da pesquisa serão restituídos às comunidades por meio de cartilhas educativas sobre boas práticas de manejo dos recursos-alvo, fotos, vídeos e demais materiais didáticos. Como estratégia para a difusão local dos resultados da pesquisa será realizado uma reunião com os membros da comunidade e associação de artesãos para a entrega do material didático e a elaboração participativa de pôsteres contendo os dados quantitativos e resultados da pesquisa.

5. Dados para contato

- I. Victor Vinícius Ferreira de Lima
- II. Aldicir Osnir Scariot
- III. Anderson Cássio Sevilha
- IV. Genildo Santos de Oliveira

6. Assinaturas

Pelo presente termo, atestamos que estamos cientes e que concordamos com a realização do projeto acima exposto e que foi garantido nosso direito de recusar sua realização durante o processo de obtenção do consentimento.

