ADRIELLE LEAL OLIVEIRA SANTOS

INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL NA PAISAGEM, SECA REGIONAL E FATORES MICROCLIMÁTICOS NA ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE *Euterpe edulis* Mart. EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO SUL DA BAHIA

ILHÉUS-BAHIA
Junho-2018

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

ADRIELLE LEAL OLIVEIRA SANTOS

INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL NA PAISAGEM, SECA REGIONAL E FATORES MICROCLIMÁTICOS NA ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE *Euterpe edulis* Mart. EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO SUL DA BAHIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Linha de pesquisa: Ecologia e conservação de populações.

Orientadora: Dra. Eliana Cazetta
Co-orientadora: Dra. Maíra Benchimol

ILHÉUS-BAHIA
Junho-2018

FICHA CATALOGRÁFICA

S238 Santos, Adrielle Leal Oliveira.
Influência da cobertura florestal na paisagem, seca regional e fatores microclimáticos na estrutura demográfica de Euterpe Edulis Mart. em fragmentos florestais do sul da Bahia / Adrielle Leal Oliveira Santos. – Ilhéus : UESC, 2018.
56f. : il.
Orientadora : Eliana Cazetta.
Co-orientadora : Maíra Benchimol.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Ecologia vegetal. 2. Palmito. 3. Euterpe. 4. Florestas tropicais – Bahia, Sul. I. Cazetta, Eliana. II. Benchimol, Maíra. III.Título.

CDD – 581.7

COMISSÃO AVALIADORA

_____

Dra. Eliana Cazetta
Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC (Orientadora)

_____

Dra. Maíra Benchimol
Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC (Co-orientadora)

_____

Dra. Carine Emer
Universidade Estadual Paulista - UNESP

_____

Dra. Rita Portela
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

Com todo amor que habita em mim:
A toda minha família. Em especial, aos meus pais **Silvana** e **Zezilton**, ao meu tio **Gaiá** (*in memoriam*) e a minha voinha **Reinaldinha**.

AGRADECIMENTOS

Eu agradeço,

A UESC pela estrutura disponibilizada para realização deste trabalho.

A Propp-UESC n. 00220.1100.1708 pelo financiamento desta pesquisa.

A FAPESB pela concessão da bolsa de pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) pelo apoio, em especial as secretárias Iky Dias e Amábille Kruschewsky por sempre estarem dispostas para resolver qualquer problema e pelas palavras de conforto e incentivo nos momentos difíceis.

As pesquisadoras Carine Emer e Rita Portela por aceitarem o convite para compor a banca examinadora da dissertação e por contribuírem para melhorar a qualidade deste trabalho.

A Deborah Faria, coordenadora do Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação (LEAC) pela estrutura e disponibilização dos materiais utilizados em campo.

A minha orientadora Eliana Cazetta pela incrível orientação deste trabalho, pela compreensão, pelas palavras de incentivo e apoio, por acreditar em mim, pela imensa paciência e pelas correções incessantes. Sem dúvidas o nosso encontro no mestrado tornou essa jornada mais leve. Ori, muito obrigada!

A minha co-orientadora Maíra Benchimol gratidão pela presença constante que percorre pelo LEAC, Whatsapp com “audiões” (risos), e-mails... pelas boas ideias, por ser tão humana e entender as diferenças. Você é um exemplo de profissional para mim. Co-ori, gratidão!

Aos professores do PPGECB que contribuíram para a minha formação.

Ao Pavel Dodonov pelas boas conversas sobre ciência, por ser esse pesquisador incrível, por sempre confiar na minha capacidade, por toda ajuda na estatística e principalmente pela amizade. Quando eu crescer quero ser igual a você!

Ao Marcelo Mielke que me acompanha desde a graduação e que contribuiu muito para a minha formação profissional. Grata por sempre se colocar à disposição para ajudar, tirar dúvidas e acrescentar nesta pesquisa, por sempre ouvir e respeitar as minhas opiniões.

A todos os amigos da turma 2016.1, em especial: Cinthya, Joyce, Milena e Thyara pela amizade, paciência, pelas frases positivas e por estarem sempre ao meu lado me fortalecendo.

A todos os meus familiares, por acreditarem e me incentivarem a correr atrás dos meus sonhos. Em especial aos meus pais: Silvana e Zezilton, e ao meu irmão: Sérgio. Obrigada pelo apoio, incentivo e amor. A minha voinha Reinaldina, por todo zelo, carinho e preocupação, não sei o que seria de mim sem os teus cuidados e sorrisos diários. Também agradeço aos meus tios e primos que sempre se fizeram presentes. Amo vocês!

Ao meu tio Gaiá (*in memoriam*) que sempre me incentivou a ser uma pessoa independente e forte. Te agradeço por em muitos momentos você ter sido um pai para mim, por sempre me apoiar e até mesmo financiar os meus sonhos. Agradeço por sempre ter demonstrado o seu amor por mim até o seu último dia. A marca que você deixou em mim é muito grande e espero ter retribuído/demonstrado de alguma forma tudo o que você fez/representou para mim. Te amo e nunca te esquecei.

A Amanda, Laize e Nati por estarem ao meu lado durante toda essa caminhada, desde quando entrar no mestrado era somente um sonho. Por me incentivarem a estudar para seleção e estarem comigo naquele dia tão difícil tornando-o mais leve, por não me abandonarem no momento da incerteza da aprovação onde eu era só nervoso e aflição, e por comemorarem comigo a tão sonhada aprovação. Por vivenciarem de perto o que foi o mestrado para mim, por terem me abraçado em cada etapa difícil (que vocês sabem que não foram poucas) e por não me abandonarem nessa reta final. Por sempre me receberem em suas casas para as focações, pelos brigadeiros com *cream cracker* e por todas nossas conversas que sempre me fazem acreditar mais em mim. Escrevendo esse agradecimento me dei conta do quanto vocês foram presentes e essenciais em todas as etapas do mestrado. Neste espaço não cabem palavras para dizer o quanto sou grata em ter vocês na minha vida.

A Leiza pelas palavras de incentivo, pelo carinho e por toda paciência para aturar minhas perguntinhas/mensagens/e-mails/ligações. Minha vizinha de mesa, parceira de espécie e companheira das caronas, sentirei sua falta nos intervalos das focações.

A Jamille pelos bons conselhos, por sempre estar à disposição para ajudar e por me socorrer com os gráficos.

A Alesandro, Leiza, Lari, Jami e todos os colegas do laboratório que tanto acrescentaram neste trabalho no Workshop do LEAC.

A todos que me ajudaram em campo, pois sem vocês eu não teria conseguido chegar até aqui. Ao meu irmão Serginho, a Leiza, Nati, Amanda, Laize, Igor, Jean, Milena, Larissa, Pavel, Thais, Elaine, Thamyrys, Ícaro, Fábio, Albérico, Alan e Sr. Catarino. Um agradecimento todo especial para Polly e Ju que foram, ao mesmo tempo, professoras e psicólogas no campo. Saibam que cresci muito como profissional e pessoa convivendo com cada um de vocês.

A todas as pessoas que permitiram que eu pudesse desenvolver minha pesquisa em suas fazendas. Em especial a Luciano e Neo por me hospedarem. A Izabel pelo bom papo e excelente almoço. A Adriano pela acolhida na Nova Angélica e todos da Ceplac de Una que sempre me receberam de coração aberto e sorriso largo. Agradeço também a todos os bons encontros que tive naquela pequena vila de Santa Maria Eterna, onde o convívio com pessoas simples, alegres e sempre dispostas a ajudar me fizeram mais feliz.

Aos motoristas da UESC por toda a paciência no campo e pelas conversas filosóficas nas longas viagens.

A Deus, por ter me dado forças e coragem para seguir e não desistir quando tudo parecia impossível de ser realizado. Agradeço imensamente pela Sua bondade e cuidado, sempre colocando pessoas de luz no meu caminho. Não teria chegado até aqui se o Senhor não tivesse me carregado no colo todas às vezes que fraquejei.

A caminhada foi repleta de alegrias, adversidades, escolhas (umas certas, outras nem tanto), superação, encontros e desencontros, muitas dúvidas e poucas certezas... Esta foi uma caminhada de autoconhecimento, onde aprendi a respeitar meus limites e erguer a cabeça a cada tropeço. Hoje sei que sou mais forte e muito melhor como pessoa e profissional. GRATIDÃO MESTRADO!!!

SUMÁRIO

Lista de figuras e tabelas Capítulo 1 IX

Lista de figuras e tabelas Capítulo 2 X

Resumo XI

Abstract XII

Introdução geral 1

Objetivos e Organização da dissertação 5

Referências 6

CAPÍTULO 1. ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE *Euterpe edulis* Mart. (ARECACEAE) EM FRAGMENTOS DE FLORESTAS TROPICAIS: UMA ABORDAGEM EM MÚLTIPLA ESCALA

Resumo 11

1.1 Introdução 12

1.2 Material e métodos 14

1.3 Resultados 19

1.4 Discussão 25

1.5 Referências 30

1.6 Material suplementar 35

CAPÍTULO 2. ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE *Euterpe edulis* Mart. APÓS UM EVENTO DE SECA PROLONGADA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO SUL DA BAHIA

Resumo 38

2.1 Introdução 39

2.2 Material e métodos 41

2.3 Resultados 44

2.4 Discussão 47

2.5 Referências 50

2.6 Material suplementar 54

Conclusões gerais 55

CAPÍTULO 1. ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE *Euterpe edulis* Mart. (ARECACEAE) EM FRAGMENTOS DE FLORESTAS TROPICAIS: UMA ABORDAGEM EM MÚLTIPLA ESCALA

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos 19 fragmentos florestais amostrados na Floresta Atlântica do Sul da Bahia situados na região (a) Norte e (b) Sul.....15

Figura 2. Número total de indivíduos de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos nos 19 fragmentos de Floresta Atlântica no Sul da Bahia, de acordo com o gradiente de cobertura florestal (CF) na escala de 800 m. Os números sublinhados se referem aos sítios amostrais da região Sul. 20

Figura 3. Presença e ausência de indivíduos de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos em função do gradiente de porcentagem de cobertura florestal na paisagem (CF) na região Sul. A curva de probabilidade foi adicionada apenas nos modelos parcimoniosos. 22

Figura 4. Abundância de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos em função do gradiente de porcentagem de cobertura florestal (CF) na região Norte. A curva de probabilidade foi adicionada apenas nos modelos parcimoniosos..... 23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de indivíduos de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos registrados nos 19 fragmentos de Floresta Atlântica no Sul da Bahia, de acordo com o gradiente de cobertura florestal (CF) na escala de 800 m..... 19

Tabela 2. Resultado das Regressões Lineares Simples avaliando a influência da CF sobre as variáveis microclimáticas. Valores de R^2 e p são referentes as relações entre CF e as variáveis microclimáticas; e médias e desvio padrão das variáveis microclimáticas referentes às estações de inverno (Julho) e verão (Dezembro)..... 21

Tabela 3. Seleção de modelos baseado no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) para ocorrência (região Sul) e abundância (região Norte) dos diferentes estádios ontogenéticos de *E. edulis*. Modelos parcimoniosos são destacados em negrito. dAICc = critério de informação akaike corrigido; df = número de parâmetros do modelo; Weight = peso dAICc; e CF = Porcentagem de cobertura florestal na paisagem (raio = 800m). 24

CAPÍTULO 2. ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE *Euterpe edulis* Mart. APÓS UM EVENTO DE SECA PROLONGADA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO SUL DA BAHIA

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribuição dos 10 fragmentos florestais amostrados localizados na Floresta Atlântica do Sul da Bahia. A) Região de Una (Norte), com quatro pontos amostrais. B) Região de Belmonte (Sul), com seis pontos amostrais.....42

Figura 2. Relação entre a porcentagem de cobertura florestal na paisagem e abundância de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos. Para as relações significativas os valores de R2 e p estão indicados na figura.....45

Figura 3. Abundância de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos nos anos de 2014 e 2017 em um gradiente de cobertura florestal em dez fragmentos florestais amostrados na Floresta Atlântica do Sul da Bahia.....46

RESUMO

A perda de habitat representa uma séria ameaça à biodiversidade global e é considerada uma das principais causas das extinções locais. Os efeitos negativos da perda de habitat na paisagem são bem conhecidos, acarretando em perda de diversidade de espécies, processos ecológicos e persistência de diferentes grupos de acordo com a redução da cobertura florestal em escala de paisagem. Além disso, alterações climáticas regionais são capazes de afetar negativamente o crescimento e desenvolvimento de espécies vegetais. Adicionalmente aos efeitos em escala de paisagem e regionais, sabe-se que caraterísticas locais, como o microclima local dos fragmentos florestais são alterados principalmente como resposta aos efeitos de borda. Todas essas alterações podem ter consequências diretas ou indiretas sobre a estrutura demográfica das espécies, por isso, estudos que avaliam estrutura demográfica de populações vegetais fornecem importantes informações que podem ser úteis para a avaliação do status de conservação da espécie. *Euterpe edulis* é uma palmeira nativa da Floresta Atlântica que desempenha um papel ecológico chave em remanescentes florestais, pois atua como importante fonte de alimento para espécies frugívoras. Diante deste contexto, no presente trabalho objetivou-se responder três questões principais: (1) Como a redução da porcentagem de cobertura florestal na paisagem afeta o microclima no interior de fragmentos florestais? (2) Como a porcentagem de cobertura florestal na paisagem e alterações do microclima local influenciam a estrutura demográfica ontogenética de *Euterpe edulis*? (3) Como a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis* responde a um evento de seca prolongada? Foram avaliados fragmentos florestais inseridos em paisagens com porcentagens contrastantes de cobertura florestal na região Sul da Bahia. Foi encontrado que a redução de cobertura florestal em escala de paisagem não afetou as variáveis microclimáticas e que estas também não influenciaram a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis*. Além disso, observou-se que o histórico das regiões estudadas foi um fator determinante na presença da espécie. A redução da cobertura florestal na paisagem afetou a presença/ausência de *E. edulis* nos estádios ontogenéticos de jovem 1, jovem 2 e imaturo na região Sul. Já na região Norte, a redução da cobertura florestal na paisagem afetou a abundância de *E. edulis* apenas no estádio de plântula. Adicionalmente, foi encontrado que um evento de seca prolongada não afetou a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis*. De maneira geral, os resultados alcançados permitem ampliar o conhecimento sobre as influências antropogênicas (redução da cobertura florestal na paisagem) e abióticas (alterações do microclima local e regional - seca prolongada), sobre a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis* e podem ser úteis para auxiliar a escolha de áreas prioritárias para conservação mais efetivas a fim de manter as populações de *E. edulis*.

Palavras-chave: Alteração climática local e regional; Palmito juçara; Perda de habitat.

ABSTRACT
Habitat loss poses a threat to global biodiversity and is a major cause of local extinctions. The negative effects of landscape-scale habitat loss are well known, leading to the loss of species diversity, ecological processes and the persistence of different groups according to the landscape coverage. Moreover, regional climate modification is capable of negatively affect plant growth and development. In addition to landscape and regional effects, it is well known that the local characteristics, such as the local microclimate, of the forest fragments are also modified mainly due to edge effects. These anthropogenic disturbances might have direct or indirect consequences to the demographic structure of the species. Therefore, studies focusing on the demographic structure of plant population are useful for an assessment of the conservation status of the species. *Euterpe edulis* is a native palm of the Atlantic Forest that plays an ecological role in forest remnants, as it acts as an important source of food for frugivorous species. In this context, the present work intends to answer the following questions: (1) How the landscape-scale forest loss affect the microclimate within the forest fragments? (2) How do the forest cover in the landscape and the local microclimate influence the ontogenetic demographic structure of *Euterpe edulis*? (3) How does the ontogenetic demographic structure of *E. edulis* respond to a prolonged drought event? We evaluated 19 forest fragments in a gradient of forest cover ranging from 6 to 97 in the Southern Bahia. Our results showed that landscape-scale forest loss did not affect the local microclimate within the forest fragments. We also found that changes in local microclimate did not affect *E. edulis* demographic structure. Moreover, we found that the history of the region was a key factor determining species presence. Forest cover loss affect the presence/absence of the species in the ontogenetic stages of juvenile I, juvenile II and immature in the South region. On the contrary, in the north region, forest cover loss only affects the abundance of *E. edulis* in the seedling stage. Additionally, we found that an event of prolonged dry did not affect the demographic structure of *E. edulis*. In general, our results highlight the anthropogenic effects on the demographic structure of *E. edulis* and might be useful to assist in the selection of priority areas for the conservation of *E. edulis*.

Key-words: Climate change local and regional; palmito juçara; habitat loss.

INTRODUÇÃO GERAL

A expansão das atividades humanas acarreta em um aumento nas taxas de desmatamento, ocasionando drásticas alterações na paisagem original, onde as florestas nativas contínuas são convertidas em remanescentes de diferentes tamanhos e graus de isolamento, inseridos em paisagens com diferentes proporções de floresta nativa circundadas por ambientes antrópicos (FAHRIG, 2003; TABARELLI; CARDOSO DA SILVA; GASCON, 2004). De fato, a perda de habitat é uma das principais ameaças à biodiversidade global (FOLEY et al., 2005). Os efeitos negativos da perda de habitat na paisagem são bem conhecidos, acarretando em perda de diversidade de espécies (RIGUEIRA; DA ROCHA; MARIANO-NETO, 2013; RADFORD; BENNETT; CHEERS, 2005) e de processos ecológicos (VALDES; GARCIA, 2011; BROSI, 2009) de acordo com a redução da cobertura florestal em escala de paisagem. Neste sentido, a cobertura florestal na escala de paisagem tem sido considerada um bom preditor para avaliar a perda de habitat na paisagem (FAHRIG, 2003).

Adicionalmente, as perturbações em escala regional, especificamente alterações climáticas, são capazes de afetar negativamente o crescimento e desenvolvimento de espécies vegetais, ocasionando a redução na densidade ou mesmo a extinção local de determinadas espécies em florestas tropicais (ALLEN et al., 2010). De fato, fortes perturbações induzem alterações na composição de espécies e guildas ecológicas, podendo a floresta levar centenas de anos para se recuperar (FEELEY et al., 2011; KARDOL et al., 2010; LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008). Porém, algumas espécies são capazes de se aclimatar aos eventos de alterações climáticas abruptas (LUO et al., 2016), enquanto que o estágio de desenvolvimento das plantas também responde diferentemente à intensidade da perturbação (DEMIREVSKA et al., 2009; WANG et al., 2018).

Além dos efeitos em escala de paisagem e regionais como o clima, sabe-se que caraterísticas locais, como o microclima local dos fragmentos florestais são alterados principalmente como resposta aos efeitos de borda (MAGNAGO et al., 2015; SIQUEIRA et al., 2004). Isto ocorre principalmente devido à maior incidência luminosa nas bordas quando comparados com o interior de fragmentos florestais, refletindo em severas alterações na dinâmica florestal (LAURANCE et al., 2011). No entanto, as mudanças nas temperaturas da borda e interior das florestas são

dependentes do tipo de matriz, idade da borda, composição e configuração da paisagem circundante (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Consequentemente, a composição florística de fragmentos florestais tendem a ser afetadas pelo microclima, com efeitos no crescimento e sobrevivência das plantas (LAURANCE et al., 2002, 2011).

Todas essas alterações podem ter consequências diretas ou indiretas sobre a estrutura demográfica das espécies, ou seja, o estudo das populações no que se refere ao seu tamanho, distribuição espacial, composição e características gerais (PERONI; HERNÁNDEZ, 2011). Os processos que impedem o crescimento de uma população (JORDANO et al., 2004), conhecidos como processos de limitação demográfica, como por exemplo: limitação de fonte (DE MARCO; COELHO, 2004; PESSOA et al., 2017), dispersão de sementes (JORDANO et al., 2006) e recrutamento de plântulas (SOARES et al., 2015), tendem a afetar de modo diferente as diversas fases de desenvolvimento de um indivíduo ao longo da vida – os estádios ontogenéticos (GATSUK et al., 1980; PORTELA; SANTOS, 2011). Isto porque as plantas passam por diversas transformações morfológicas e fisiológicas ao longo do seu desenvolvimento (BOEGE; BARTON; DIRZO, 2011) e, por isso, as respostas afrente às mudanças ambientais tendem a se diferenciar ao longo do desenvolvimento com consequência para a estrutura demográfica das populações. Ao longo do desenvolvimento dos indivíduos, os processos de transição de um estádio ontogenético para o outro são também muitas vezes mais sensíveis as variações ambientais, e podem atuar como gargalos populacionais (JORDANO et al., 2004) - quando uma população é reduzida a pelo menos uma geração. Diante disto, estudos sobre estrutura demográfica de plantas representam uma das melhores estratégias para avaliar a viabilidade populacional, podendo ser úteis para avaliação do estado de conservação de uma determinada espécie após eventos de perturbações (BRUNA; KRESS, 2002). Adicionalmente, estes estudos possibilitam detectar qual estádio de desenvolvimento está mais comprometido, propiciando informações sobre a população e consequentemente as recomendações de manejo (VIRILLO et al., 2011).

Dentro desse contexto, as palmeiras (Arecaceae) representam um excelente grupo de estudo devido a alta diversidade e endemismo, mas também devido a facilidade de identificação e reconhecimento/classificação dos diferentes estádios ontogenéticos (PINTAUD et al., 2008). Além disso, as palmeiras são consideradas

componentes chaves de florestas tropicais e apresentam padrões distintos de respostas em função da perda de cobertura florestal em escala de paisagem ─ espécies do interior de florestas tendem a ser fortemente afetadas em paisagens com cobertura florestal menor de 40%, enquanto espécies de áreas abertas aumentam nestas paisagens (BENCHIMOL et al., 2017). No entanto, as palmeiras estão ameaçadas devido ao aumento das atividades antrópicas, incluindo extração ilegal, associadas com a perda de habitat (BENCHIMOL et al., 2017; GALETTI et al., 2006; PIRES, 2006).

Euterpe edulis (palmito juçara), é uma palmeira nativa da Floresta Atlântica (KLEIN, 1980), e desempenha um papel ecológico chave em remanescentes florestais ─ uma vez que atua como importante fonte de alimento para espécies frugívoras (GALETTI et al., 2013), principalmente em períodos de escassez de recursos (PALUDO; DA SILVA; DOS REIS, 2012; ZONA; HENDERSON, 1989). A espécie representa uma alta produção de frutos sendo registrada uma produção de 492 kg de frutos/ha/ano (SILVA; REIS, 2018). Os frutos zoocóricos de *E. edulis* (REIS et al., 2000), são dispersos por uma ampla gama de mamíferos e aves (GALETTI et al. 2013), o que permite grande movimentação de novos propágulos, favorecendo a manutenção das funções ecológicas e mantendo o fluxo gênico entre os remanescentes florestais (SILVA, 2011). Além disso, esta espécie tem grande importância econômica, pois seu meristema apical (palmito) é extraído para comercialização, ocasionando a morte do indivíduo (FERRI; CAVALCANTE, 1997). Sua distribuição se estende ao longo de toda a costa brasileira, incluindo o interior de Brasília, Argentina e Paraguai (HENDERSON et al., 1995). Apesar de ser uma das espécies nativas mais estudadas na Floresta Atlântica (FADINI et al., 2009; FAVRETO; MELLO; DE MOURA BAPTISTA, 2010; ROTHER et al., 2013), a maioria dos estudos avaliaram os padrões de estrutura demográfica em escala local, por exemplo, a nível de fragmento (MELITO et al., 2014; RAUPP et al., 2009; SILVA; MARTINI; ARAÚJO, 2009). Considerando a importância ecológica e econômica aliada ao intenso desmatamento na Floresta Atlântica, torna-se necessário detectar os fatores que influenciam a estrutura demográfica de *E. edulis* sob diferentes escalas, para auxiliar em ações de manejo e conservação da espécie.

Desta forma, estudos realizados em escala de paisagem são necessários a fim de viabilizar predições mais amplas acerca de como a quantidade de habitat na paisagem afeta a estrutura demográfica de uma espécie chave para a Floresta

Atlântica. Além disso, no ano de 2015, a região Sul do estado da Bahia sofreu um forte evento de seca que se estendeu por quase meados do ano seguinte (CPTEC/INPE, 2018). Esse evento pode ter comprometido a estrutura da floresta e a dinâmica de espécies florísticas, que tendem a responder rapidamente a eventos climáticos. Assim, é esperado que o estabelecimento de novos indivíduos de *E. edulis* tenha sido comprometido com este evento climático regional, visto que as sementes desta espécie são sensíveis a escassez de água e não permanece no solo por muito tempo (CURSI; CICERO, 2014; PIZO; VON ALLMEN; MORELLATO, 2006). Adicionalmente, a quantidade de floresta na paisagem pode afetar as mudanças microclimáticas no interior de fragmentos florestais, assim como a sinergia destes dois fatores pode influenciar os padrões de estrutura demográfica de *E. edulis*. Esta dissertação buscou, portanto, responder essas questões por meio da avaliação dos efeitos de mudanças em escala de paisagem, regional e local sobre a estrutura das populações de *E. edulis*.

OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi verificar a influência da paisagem (porcentagem de cobertura florestal), de fatores regionais (seca prolongada) e locais (microclima) sobre a estrutura demográfica ontogenética de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) em fragmentos florestais do Sul da Bahia.

Especificamente, buscou-se responder as seguintes questões:

1. Como a redução da porcentagem de cobertura florestal na paisagem afeta o microclima no interior de remanescentes florestais?

2. Como a porcentagem de cobertura florestal na paisagem e alterações do microclima influenciam a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis*?

3. Como a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis* responde a um evento de seca prolongada?

ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação está dividida em dois capítulos. No **Capítulo 1** foi avaliado como a porcentagem de cobertura florestal em escala de paisagem afeta o microclima. Além disso, verificou-se como estas variáveis (cobertura florestal e microclima) influenciaram a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis*. No **Capítulo 2** foi comparado a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis* no gradiente de cobertura florestal na paisagem no período anterior e posterior a um evento de seca prolongada na região Sul da Bahia.

REFERÊNCIAS

ALLEN, C. D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 660–684, 2010.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Does forest fragmentation cause an increase in forest temperature? **Ecological Research**, v. 32, n. 1, p. 81–88, 2017.

BENCHIMOL, M. et al. Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on Arecaceae diversity in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 384, p. 314–322, 2017.

BOEGE, K.; BARTON, K. E.; DIRZO, R. **Influence of Tree Ontogeny on Plant-Herbivore Interactions**. p. 193-214, 2011.

BROSI, B. J. The complex responses of social stingless bees (Apidae: Meliponini) to tropical deforestation. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1830–1837, 2009.

BRUNA, E. M.; KRESS, J. W. Fragmentation and the demographic structure of an understory Amazonian herb (Heliconia acuminata). **Conservation Biology**, v. 16, n. 5, p. 1256–1266, 2002.

Centro de Previsões de Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - **CPTEC/INPE** (2018). Índice de Precipitação Padronizado (SPI) - monitoramento de seca. Disponível on line em: < http://clima1.cptec.inpe.br/spi/pt >

CURSI, P. R.; CICERO, S. M. Fruit processing and the physiological quality of Euterpe edulis Martius seeds. **Journal of Seed Science**, v. 36, n. 2, p. 134–142, 2014.

DE MARCO, P.; COELHO, F. M. Services performed by the ecosystem: Forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 7, p. 1245–1255, 2004.

DEMIREVSKA, K. et al. Drought stress effects on Rubisco in wheat: Changes in the Rubisco large subunit. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 31, n. 6, p. 1129–1138, 2009.

FADINI, R. F. et al. Effects of frugivore impoverishment and seed predators on the recruitment of a keystone palm. **Acta Oecologica**, v. 35, n. 2, p. 188–196, 2009.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FAVRETO, R.; MELLO, R. S. P.; DE MOURA BAPTISTA, L. R. Growth of Euterpe edulis Mart. (Arecaceae) under forest and agroforestry in southern Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 80, n. 2, p. 303–313, 2010.

FEELEY, K. J. et al. Directional changes in the species composition of a tropical forest. **Ecology**, v. 92, n. 4, p. 871-882, 2011.

FERRI, C. P.; CAVALCANTE, A. S. L. Pupunha para palmito. **Ministerio da Agricultura e do Abastecimento**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria e Abastecimento. Rio Branco, 30p, 1997.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

GALETTI, M. et al. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. **Science**, v. 340, n. May, p. 1086–1090, 2013.

GALETTI, M. et al. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 151, n. 1, p. 141-149, 2006.

GATSUK, L. E. et al. Age states of plants of various growth forms: a review. The **Journal of Ecology**, p. 675-696, 1980.

HENDERSON, A.; GALEANO, G.; BERNAL, R. Field guide to the palms of the Americas **Princeton University Press Princeton**. New Jersey, v. 352, 1995.

JORDANO, P. et al. Procesos de limitación demográfica. In: Valladares, F. (ed.) Ecología del Bosque Mediterráneo en un mundo cambiante. **Ministerio de Medio Ambiente** de España, p. 229–248, 2004.

JORDANO, P. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. **Essências em Biologia da Conservação**, v. 5, p. 411–436, 2006.

KARDOL, P. et al. Climate change effects on plant biomass alter dominance patterns and community evenness in an experimental old-field ecosystem. **Global Change Biology**, v. 16, n. 10, p. 2676-2687, 2010.

KLEIN, D. F. Anxiety reconceptualized. **Comprehensive Psychiatry**, v. 21, n. 6, p. 411-427, 1980.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments : a 22-years investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.

LUO, Z. et al. Responses of plant water use to a severe summer drought for two subtropical tree species in the central southern China. **Journal of Hydrology:**

Regional Studies, v. 8, p. 1–9, 2016.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2305–2318, 2015.

MELITO, M. O. et al. Demographic structure of a threatened palm (Euterpe edulis Mart.) in a fragmented landscape of Atlantic Forest in northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 2, p. 249–258, 2014.

PALUDO, G. F.; DA SILVA, J. Z.; DOS REIS, M. S. Estimativas de produção de frutos de palmiteiro (*Euterpe edulis* Mart.) a partir da densidade de indivíduos. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, n. 2, p. 92-102, 2012.

PERONI, N.; HERNÁNDEZ, M. I. M. **Ecologia de populações e comunidades**. Universidade Aberta do Brasil, 2011.

PESSOA, M. S. et al. Fruit biomass availability along a forest cover gradient. **Biotropica**, v. 49, n. 1, p. 45–55, 2017.

PINTAUD, J. C. et al. Las palmeras de América del Sur: diversidad, distribución e historia evolutiva. **Rev. Peru. Biol.**, v. 15, n. 1, p. 7–29, 2008.

PIRES, A. S. Perda de diversidade de palmeiras em fragmentos de Mata Atlântica: padrões e processos. **Tese de doutorado**, 2006.

PIZO, M. A.; VON ALLMEN, C.; MORELLATO, L. P. C. Seed size variation in the palm Euterpe edulis and the effects of seed predators on germination and seedling survival. **Acta Oecologica**, v. 29, n. 3, p. 311–315, 2006.

PORTELA, R. D. C. Q.; SANTOS, F. A. M. D. Caracterização dos estádios ontogenéticos de três espécies de palmeiras: uma proposta de padronização para estudos de dinâmica populacional. **Brazilian Journal of Botany**, 2011.

RADFORD, J. Q.; BENNETT, A. F.; CHEERS, G. J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological conservation**, v. 124, n. 3, p. 317-337, 2005.

RAUPP, S. V. et al. Aspectos demográficos de palmiteiro (Euterpe edulis Mart .) em uma área da Floresta Atlântica de Encosta , em Maquiné , Rio Grande do Sul. **Heringia**, v. 64, n. 1, p. 57–61, 2009.

REIS, M. S. DOS et al. Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic Rain Forest : The Case Study of Palm Heart (*Euterpe edulis* Martius) Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 894–902, 2000.

RIGUEIRA, D. M. G.; DA ROCHA, P. L. B.; MARIANO-NETO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: Resources for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 22,

p. 3141–3163, 2013.

ROTHER, D. C. et al. Demographic bottlenecks in tropical plant regeneration: A comparative analysis of causal influences. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 15, n. 2, p. 86–96, 2013.

SILVA, M. D. G. C. P. C.; MARTINI, A. M. Z.; ARAÚJO, Q. R. DE. Estrutura populacional de Euterpe edulis Mart. no Sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 2, p. 393–403, 2009.

SILVA, J. Z. Fundamentos da produção e consumo de frutos em populações naturais de *Euterpe edulis* Martius. **Tese de doutorado**, 2011.

SILVA, J. Z.; DOS REIS, M. S. FENOLOGIA REPRODUTIVA E PRODUÇÃO DE FRUTOS EM Euterpe edulis (Martius). **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 295-309, 2018.

SIQUEIRA, L. P. DE et al. Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small atlantic rain forest fragments, south-eastern brazil. **ECOTROPICA**, v. 10, n. 1, p. 59–64, 2004.

SOARES, L. A. S. S. et al. Implications of habitat loss on seed predation and early recruitment of a keystone palm in anthropogenic landscapes in the brazilian atlantic rainforest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, p. 1–14, 2015.

TABARELLI, M.; CARDOSO DA SILVA, J. M.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of netropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 2001, p. 1419–1425, 2004.

VALDÉS, A.; GARCÍA, D. Direct and indirect effects of landscape change on the reproduction of a temperate perennial herb. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 6, p. 1422-1431, 2011.

VIRILLO, C. B. et al. Is size structure a good measure of future trends of plants populations? Na empirical approach using five woody species from the Cerrado (Brazilian savanna). **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 3, p. 593–600, 2011.

WANG, Y. et al. Temporal effects of disturbance on community composition in simulated stage-structured plant communities. **Ecology and evolution**, v. 8, n. 1, p. 120-127, 2018.

ZONA, S.; HENDERSON, A. Marie Selby Botanical Gardens , In: A REVIEW OF ANIMAL-MEDIATED SEED DISPERSAL OF PALMS. **Selbyana**, v. 11, n. 1989, p. 6–21, 1989.

CAPÍTULO 1

ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE *Euterpe edulis* Mart. (ARECACEAE) EM FRAGMENTOS DE FLORESTAS TROPICAIS: UMA ABORDAGEM EM MÚLTIPLA ESCALA[1]

Adrielle Leal[2], Maíra Benchimol, Pavel Dodonov, Eliana Cazetta

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Jorge Amado km 16, 45662-900 Ilhéus, BA, Brasil.

[1] Artigo em preparação para Forest Ecology and Management

[2] Autor para correspondência. E-mail: adrielle_leal@hotmail.com

RESUMO

A expansão das atividades humanas em florestas tropicais tem ocasionado drásticas alterações na paisagem original, provocando a perda e fragmentação dos habitats naturais. Estes processos induzem a mudanças na estrutura da floresta e nas condições microclimáticas locais que são importantes moduladores da sobrevivência e estrutura demográfica de espécies vegetais. O palmito juçara, *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae), é uma espécie vulnerável a extinção que apresenta grande importância econômica, porque o seu meristema apical (palmito) é muito explorado de forma ilegal levando o indivíduo a morte, e ecológica visto que é uma espécie chave muito consumida por diversos animais. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi investigar como a porcentagem de cobertura florestal em escala de paisagem (daqui em diante = CF) afeta variáveis microclimáticas locais; e como a CF e o microclima afetam a estrutura demográfica de *E. edulis*. O estudo foi conduzido em 19 fragmentos de Floresta Atlântica no Sul da Bahia. Em cada fragmento foi estabelecida uma parcela de 100 x 50 m e contabilizados todos os indivíduos de *E. edulis* em cinco estádios ontogenéticos. No centro destas parcelas foi instalado um *datalogger* para coleta dos dados microclimáticos dos meses de julho e dezembro. Por último, foi mensurado a CF em múltiplas paisagens circulares não-sobrepostas para definição da escala de paisagem apropriada. Para avaliar a relação entre CF e o microclima, foi utilizado uma regressão linear simples. Posteriormente, foi realizado um PCA com as variáveis microclimáticas. Assim, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLM) com o primeiro eixo do PCA e CF para investigar a influência destas variáveis sobre a estrutura demográfica de *E. edulis*. Encontramos padrões distintos entre as regiões Sul e Norte e diante disso a natureza da variável resposta foi presença/ausência para região Sul e abundância para a região Norte. Foram contabilizados um total de 6528 indivíduos de *E. edulis* distribuídos nos diferentes estádios ontogenéticos. Nossos resultados mostraram que não existe relação significativa entre CF e microclima. Para a região Sul, a presença de adultos e plântulas não foi explicada pelo microclima local ou pela CF. A presença/ausência de jovem 1, jovem 2 e imaturo foi explicada pela CF. Para a região Norte, a CF explicou apenas a abundância de plântulas, enquanto a abundância do jovem 1, jovem 2, imaturo e adulto não foram explicadas pelo microclima ou CF. Contrário do esperado, o microclima é homogêneo no interior de todos os fragmentos amostrados e não foi, portanto, afetado pela redução da CF. Paisagens severamente desmatadas (<20% de CF) na região Sul apresentaram uma baixa probabilidade de ocorrência de *E. edulis* nos estádios intermediários, e possivelmente a recente extração dos adultos explica parcialmente a ausência de plântulas e a presença dos jovens e imaturos. Os padrões de abundância encontrados na região Norte podem ser atribuídos a processos de limitação demográfica, como por exemplo, a provável diminuição de polinizadores e dispersores de sementes em fragmentos inseridos em paisagens com menor CF. Para manutenção de populações viáveis a longo prazo, sugerimos a reintrodução da espécie, aliada a um aumento de fiscalização e programas de educação ambiental para frear o intenso extrativismo ilegal na região Sul, enquanto a manutenção de alta CF é recomendada para a região Norte.

Palavras-chave: Microclima; paisagens fragmentadas; palmito juçara; perda de habitat.

INTRODUÇÃO

Em florestas tropicais, a expansão das atividades humanas tem provocado drásticas alterações na paisagem original, onde os remanescentes florestais estão sendo reduzidos e incorporados em paisagens heterogêneas constituídas predominantemente por áreas agrícolas, pastos e áreas urbanas (TABARELLI; CARDOSO DA SILVA; GASCON, 2004). Estes processos de perda e fragmentação de habitats podem afetar a persistência das espécies e as interações entre os organismos, com efeitos muitas vezes irreversíveis para os processos ecológicos (TABARELLI; GASCON, 2005; VALIENTE-BANUET et al., 2015).

A perda de habitat em paisagens tropicais antropizadas induzem a fortes mudanças na estrutura florestal, onde fragmentos florestais inseridos em paisagens com menos floresta possuem árvores mais baixas, perfil vertical mais raleado e maior abertura de dossel (ROCHA-SANTOS et al., 2016), o que pode acarretar em um aumento na incidência de luz nos estratos inferiores e em mudanças microclimáticas locais (MATLACK 1993). Consequentemente, o crescimento e sobrevivência de espécies vegetais vulneráveis a essas modificações tendem a ser negativamente afetados por essas alterações do microclima (LAURANCE et al., 2002, 2009, 2011) com consequências diretas para a permanência destas espécies vegetais.

Em remanescentes florestais, determinados processos de limitação demográfica incluindo limitação de fonte (DE MARCO; COELHO, 2004; PESSOA et al., 2017), dispersão de sementes (JORDANO et al., 2006) e recrutamento de plântulas (SOARES et al., 2015) podem ser fortemente afetados como resposta às modificações na composição e configuração da paisagem circundante. Estes efeitos tendem a ser diferentes de acordo com o estádio ontogenético do indivíduo, uma vez que as plantas passam por diversas transformações morfológicas e fisiológicas (BOEGE; BARTON; DIRZO, 2011) e, por isso, as respostas a mudanças ambientais são diferentes para cada estádio e consequentemente para a demografia das espécies. De fato, estudos de estrutura demográfica representam uma das melhores estratégias para avaliar a viabilidade populacional, e podem contribuir no estabelecimento de estratégias de conservação de espécies ameaçadas de extinção bem como possibilitar recomendações sobre manejo sustentável de produtos florestais tropicais (COSSIO, 2010; ROTHER, 2010; SILVA, 1991).

O palmito juçara, *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae), é uma espécie vulnerável à extinção (MMA, 2008) que apresenta alta importância ecológica, visto que, seus frutos são utilizados como recurso alimentar por uma ampla gama de aves e mamíferos frugívoros (GALETTI et al., 2013). Além disso, esta espécie é explorada para comercialização do meristema apical (palmito), ocasionando a morte do indivíduo (FERRI; CAVALCANTE, 1997). *E. edulis* é uma das espécies nativas mais estudadas na Mata Atlântica (FADINI et al. 2009; FAVRETO; MELLO; MOURA BAPTISTA, 2010; ROTHER et al., 2013), no entanto, grande parte dos estudos avaliaram os padrões demográficos apenas em escala local, por exemplo, a nível de fragmento (MELITO et al., 2014; RAUPP; BRACK; LEITE, 2009; SILVA; MARTINI; ARAÚJO, 2009). Porém, para entender os efeitos da perda do habitat é imprescindível avaliar a influência das características da paisagem, habitat e microhabitat na abundância de indivíduos em diferentes estádios ontogenéticos, ou seja, na sequência de fases que ocorrem ao longo do ciclo de vida da espécie. Ademais, a espécie é nativa da Floresta Atlântica (KLEIN, 1980) onde está presente em alta densidade (RAUPP et al., 2009; REIS et al., 2000). Entretanto, este bioma encontra-se severamente ameaçado por distúrbios antrópicos, sendo atualmente reduzido a fragmentos florestais pequenos cuja área remanescente abrange cerca de 11-16% do domínio original (RIBEIRO et al., 2009). Diante deste cenário, *E. edulis* é considerada um bom modelo para entender os efeitos da perda de habitat e variações microclimáticas nos padrões de estrutura demográfica.

Este estudo visa avaliar a estrutura demográfica de *E. edulis* ao longo de um gradiente de cobertura florestal em 19 fragmentos florestais de Floresta Atlântica no Sul da Bahia. Especificamente, o estudo busca avaliar: (i) como a porcentagem de cobertura florestal em escala de paisagem (CF) afeta variáveis microclimáticas locais; e (ii) como a CF e variáveis microclimáticas afetam a estrutura demográfica de *E. edulis*. Neste sentido, é esperado encontrar que a redução da CF aumente a temperatura local e diminua a umidade do ar, uma vez que recentes estudos indicaram que a abertura de dossel aumenta em um gradiente de perda de floresta (BENCHIMOL et al., 2017; ROCHA-SANTOS et al., 2016), aumentando a incidência luz que chega no sub-bosque, sendo a luz um importante condutor para mudanças microclimáticas (MATLACK 1993). Adicionalmente, espera-se que a CF e o microclima afetem em conjunto a estrutura demográfica dos estádios iniciais (plântulas e juvenis), enquanto a CF unicamente afete negativamente os imaturos e

adultos. Referindo-se as plântulas, as predições se baseiam principalmente no processo de limitação de dispersão, visto que, a redução na CF influencia negativamente a diversidade de grandes aves frugívoras (MORANTE-FILHO et al., em revisão; WALTER et al., 2017), comprometendo a eficiência da dispersão de sementes (LABECCA, 2012) com possíveis consequentemente para o número de plântulas e juvenis. Uma vez que indivíduos em desenvolvimento inicial são sensíveis a variações abióticas (LARCHER, 2000), prevemos que o microclima também seja um fator importante na estruturação demográfica dos demais estádios iniciais. Adicionalmente, acredita-se que, pela facilidade de acesso aos fragmentos severamente desmatados (ECHEVERRÍA et al., 2007; LIU; SLIK, 2014), indivíduos imaturos e adultos sejam mais afetados pela redução da CF, por serem os estádios-alvos de exploração do palmito. Espera-se que o entendimento dos efeitos da redução da CF e do microclima sobre as populações de *E. edulis* permitam sugerir ações de conservação e medidas mais diretas e eficazes no que diz respeito à conservação da espécie a longo prazo em paisagens antrópicas.

METODOLOGIA

Área de estudo

Este estudo foi realizado na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, onde estão presentes alguns dos maiores remanescentes florestais da região nordeste do Brasil (FARIA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009). A vegetação desta região é caracterizada como Floresta Tropical Úmida (THOMAS, 2003) e o clima é do tipo Af na classificação de Köpen, quente e úmido, com temperatura variando entre 22° e 25ºC e precipitação média anual de 1500 mm (MORI et al., 1983). A sazonalidade é pouco definida, embora um período mais seco ocorra a partir de dezembro e se estenda até março e o período mais frio está entre os meses de junho a agosto (FARIA et al., 2006; MORI et al., 1983).

A seleção das paisagens amostradas foi adquirida a partir da aquisição de imagens de satélite (QuickBird, WorldView e RapidEye) da Floresta Atlântica no Sul da Bahia entre os anos de 2009 e 2011. Estas imagens possibilitaram a elaboração de um mapa de uso da terra da região e permitiu a identificação de 58 potenciais fragmentos florestais distantes ao menos 1 km entre si (MORANTE-FILHO et al.,

2015). Estes fragmentos estão inseridos nos municípios de Mascote, Belmonte e Una, excluindo áreas de floresta submontana e de difícil acesso. A inclusão de paisagens nestes diferentes municípios possibilitou a obtenção de um gradiente contrastante de CF (6-98%) que apresentasse similaridade em fitofisionomia, composição de solo, topografia e composição florística (THOMAS et al., 1998).

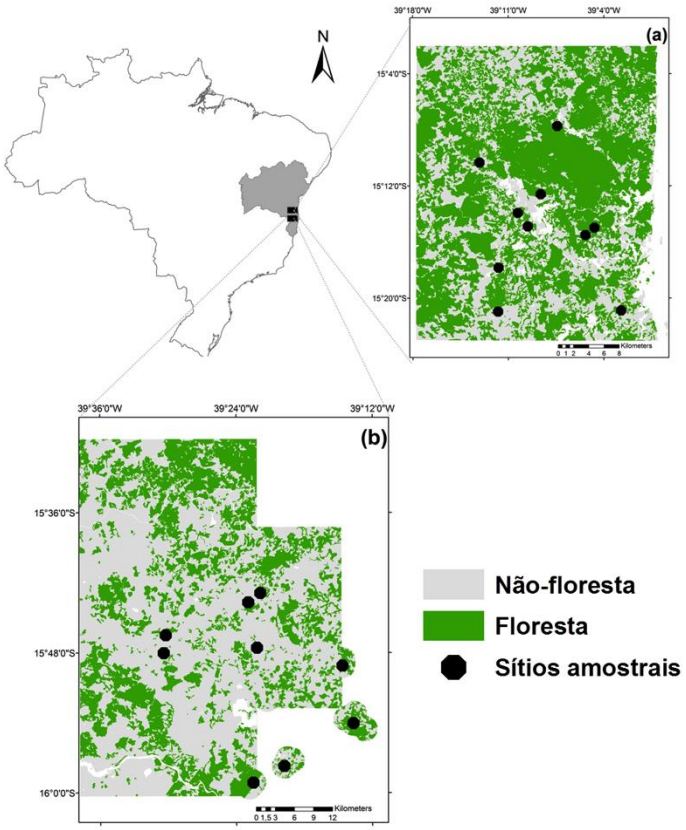

Figura 1. Localização dos 19 fragmentos florestais amostrados na Floresta Atlântica do Sul da Bahia situados na região (a) Norte e (b) Sul.

Utilizando uma abordagem híbrida em escala de mancha e paisagem (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000), em que as amostragens são realizadas em áreas de tamanho padronizado no centro de paisagens não sobrepostas, foram selecionados 19 fragmentos, dentre os 58 sítios pré selecionados, que apresentaram um amplo gradiente de CF (Figura 1). Nove fragmentos amostrais estão inseridos nos municípios de Mascote e Belmonte (região 'Sul') e compreendem um gradiente de 6 até 76% de CF. Nesta região, as plantações de eucalipto (*Eucalyptus* sp.) e pastagens são as matrizes predominantes (MORANTE-FILHO et al., 2015;

OLIVEIRA, 2013). Os dez outros fragmentos estão localizados na região de Una (região 'Norte'), e abrangem um gradiente de CF de 39 a 97%. Esta região, que abriga alguns dos últimos fragmentos florestais do nordeste (FARIA et al., 2009), é caracterizada por abranger florestas em diferentes estágios sucessionais, com matrizes heterogêneas compostas por plantações de seringa (*Hevea brasiliensis*) e cabrucas – plantações de cacau (*Theobroma cacao*) sombreado com espécies nativas da região (SCHROTH et al., 2011).

Estrutura demográfica de *Euterpe edulis*

Estabelecemos no centro de cada um dos 19 fragmentos florestais uma parcela de 100 x 50 m (0.5 ha), totalizando 9,5 ha amostrados. Para obtenção dos dados demográficos, foram contabilizados em cada parcela todos os indivíduos de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos, baseados nas categorias utilizadas por Silva et al (2009) e Oliveira (2014): Plântula – Indivíduos com até duas folhas abertas, palmada, apresentando semente com reserva endospermática; Juvenil I – Indivíduos menores que 0,15 m de altura de inserção, apresentando duas a quatro folhas na maioria palmada; Juvenil II – Indivíduos com altura de inserção entre 0,15 e 1,00 m, sem estipe aparente, apresentando folhas pinadas; Imaturo – Indivíduos com estipe exposto com altura de inserção superior a 1,00 m sem sinal de florescimento ou frutificação, e Adulto – Indivíduos com sinais evidentes de floração ou frutificação. O levantamento da estrutura demográfica ocorreu entre os meses de março a novembro de 2017.

Cobertura florestal na paisagem

Para cada fragmento florestal selecionado, foi mensurado a CF em múltiplas paisagens circulares não-sobrepostas, ao redor do seu ponto central por meio do programa ARCGis 10.2 (ESRI, 2014). A abordagem de múltiplos buffers é recomendada quando os pesquisadores não sabem previamente a qual escala espacial a espécie em questão está intimamente relacionada (THOMPSON; MCGARIGAL, 2002). Assim, foi delimitado cinco buffers de diferentes raios, a cada 200 m, variando entre 200 e 1000 m, para compor múltiplas paisagens. As escalas foram definidas com base na independência (isto é, não sobreposição) das paisagens (2000 m) e na capacidade de dispersão das espécies que consomem os

frutos de *E. edulis*. Para isto, foi utilizado como base um estudo recente com tucanos (gênero *Ramphastos*), importantes dispersores de longa distância de *E. edulis*, no qual foi encontrado que em média a distância percorrida por esses animais no período que estão com as sementes retidas em seu corpo é de aproximadamente 700 m (HOLBROOK, 2011).

Variáveis microclimáticas

Em escala local, foi instalado um *datalogger*-HOBO da marca *Onset* com sensores que captam a temperatura do ar (ºC) e umidade relativa do ambiente local (%) no centro de cada parcela. Para padronização, os sensores foram alocados em abrigos de PVC, presos em árvores direcionados para o norte e sempre a 1,50 m de distância do chão. Os dados foram obtidos a cada hora durante 30 dias nos meses de julho e dezembro de 2017, escolhidas por compreenderem duas estações contrastantes na região – julho (inverno) e dezembro (verão). Com os dados de temperatura e umidade relativa do ar foi possível calcular a média mensal da temperatura mínima ('TMIN') e máxima ('TMAX'), amplitude térmica ('AMPL') e déficit de pressão de vapor máximo ('DPV') usando uma fórmula proposta por Landsberg (1986). Estes fatores ambientais são importantes, visto que, mudanças na temperatura afetam o balanço de carbono e o metabolismo das plantas (PINHEIRO et al., 2013). Além disso, valores altos de DPV ocasionam o fechamento dos estômatos das plantas comprometendo sua fotossíntese (MCADAM; BRODRIBB, 2015), e apresentam implicações importantes para a sobrevivência e crescimento das plantas (SANGINÉS DE CÁRCER et al., 2017).

Análise dos dados

Primeiramente, foi avaliado a escala de efeito em que a CF melhor explicou a estrutura demográfica de *E. edulis.* Para isso, foi testado o coeficiente de determinação (R^2) entre cada estádio ontogenético em função de CF nos cinco raios analisados (200, 400, 600, 800 e 1000 m). O raio de 800 m foi o que abrangeu os maiores coeficientes de determinação (R^2) para pelo menos 3 dos 5 estádios ontogenéticos. Portanto, foi estabelecida a escala de 800 m para as análises subsequentes (material suplementar - Tabela S1).

Posteriormente, para verificar a influência de CF sobre as variáveis microclimáticas, foi realizado o teste de Shapiro-Wilk a fim de verificar se os dados seguiam distribuição normal, e validando esta informação, seguiu-se para realização das regressões lineares simples. Além disso, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis microclimáticas (TMIN, TMAX, AMPL e DPV) das duas estações, com o objetivo de evitar multicolinearidade e reduzir o número de variáveis explicativas. O primeiro eixo do PCA (PC1) explicou 53% da variação total, e por isso, foi utilizado como variável explicativa nas análises seguintes. As variáveis TMAX, AMPL e DPV referentes ao mês de dezembro foram as que mais influenciaram o PC1 (material suplementar - Tabela S2) e foram altamente correlacionadas entre si e negativamente correlacionadas com a variável TMIN. Este mesmo padrão foi encontrado para estas variáveis no mês de julho. Além disso, TMAX, AMPL e DPV de dezembro não foram correlacionadas com TMAX, AMPL e DPV (material suplementar - Figura S1).

Análises exploratórias indicaram padrões altamente distintos entre as regiões. Na região Sul, cinco dos nove sítios amostrados não apresentaram indivíduos de *E. edulis* em nenhum dos estádios ontogenéticos avaliados, já na região Norte todos os dez sítios apresentaram indivíduos de *E. edulis*. Por este motivo, na análise subsequente para a região Sul, foram considerados dados de presença/ausência, enquanto na região Norte utilizou-se dados de abundância. Em seguida, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLMs) para investigar a influência das variáveis explanatórias (CF e PC1-microclima) sobre a estrutura demográfica de *E. edulis.* Na região Sul, foi utilizada a família de distribuição binomial, enquanto na região Norte utilizou-se a família de distribuição binomial negativo para o GLM. Por meio de uma abordagem de seleção de modelos, foi ranqueado qual e/ou quais modelos (material suplementar - Tabela S3) melhor explicaram as relações utilizando o Critério de Informação de Akaike (AICc) para pequenas amostras (ANDERSON, 2008), considerando como parcimoniosos os modelos que apresentassem menores valores de AICc. Quando o modelo nulo estava entre os modelos parcimoniosos, considerou-se que nenhum outro modelo explicou o padrão encontrado melhor do que o acaso. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Development Core Team 2012) nos pacotes vegan (OKSANEN et al., 2013), mass (VENABLES, 2002), nlme (PINHEIRO et al., 2013) e bbmle (BOLKER, 2012).

RESULTADOS

Foram contabilizados 6528 indivíduos de *E. edulis* nos 19 fragmentos florestais avaliados, distribuídos nos diferentes estádios ontogenéticos (Tabela 1). Indivíduos jovens (jovem II e jovem I) apresentaram o maior número de indivíduos registrados, 3841 indivíduos (média ± desvio padrão (DP) = 202,1 ± 185,9) e 1357 indivíduos (média ± DP = 71,4 ± 64,7), respectivamente (Figura 2). Em contraste, os demais estádios foram menos representativos, com um total de 773 imaturos (média = 40,6; DP = ±45,8), 303 adultos (média=15,8; DP = ±16,5) e 254 plântulas (média=13,3; DP = ±12,8). Apenas um dos seis fragmentos inseridos em paisagens com CF abaixo de 21% presentes na região Sul, apresentou indivíduos de *E. edulis* com CF de 19%. Diferentemente, todos os fragmentos da região Norte apresentaram ocorrência de *E. edulis*, com áreas exibindo 92, 72 e 57% de CF apresentando maior abundância das espécies.

Tabela 1. Número de indivíduos de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos registrados nos 19 fragmentos de Floresta Atlântica no Sul da Bahia, de acordo com o gradiente de cobertura florestal (CF) na escala de 800 m.

Região	% CF	Plântula	Jovem I	Jovem II	Imaturo	Adulto	TOTAL
Sul	6	0	0	0	0	0	0
Sul	13	0	0	0	0	0	0
Sul	15	0	0	0	0	0	0
Sul	19	27	157	221	36	32	473
Sul	21	0	0	0	0	0	0
Sul	21	0	0	0	0	0	0
Norte	39	8	61	190	29	16	304
Norte	46	14	126	293	103	25	561
Norte	54	14	73	123	29	11	250
Norte	55	22	100	176	25	11	334
Norte	57	20	122	427	176	38	783
Sul	59	19	58	179	28	11	295
Norte	62	18	125	443	81	26	693
Sul	71	1	13	34	18	8	74
Norte	71	26	47	354	58	12	497

Norte	72	60	137	517	38	17	769
Sul	76	0	12	26	2	0	40
Norte	92	39	210	494	88	37	868
Norte	97	35	116	364	62	10	587
TOTAL		303	1357	3841	773	254	6528

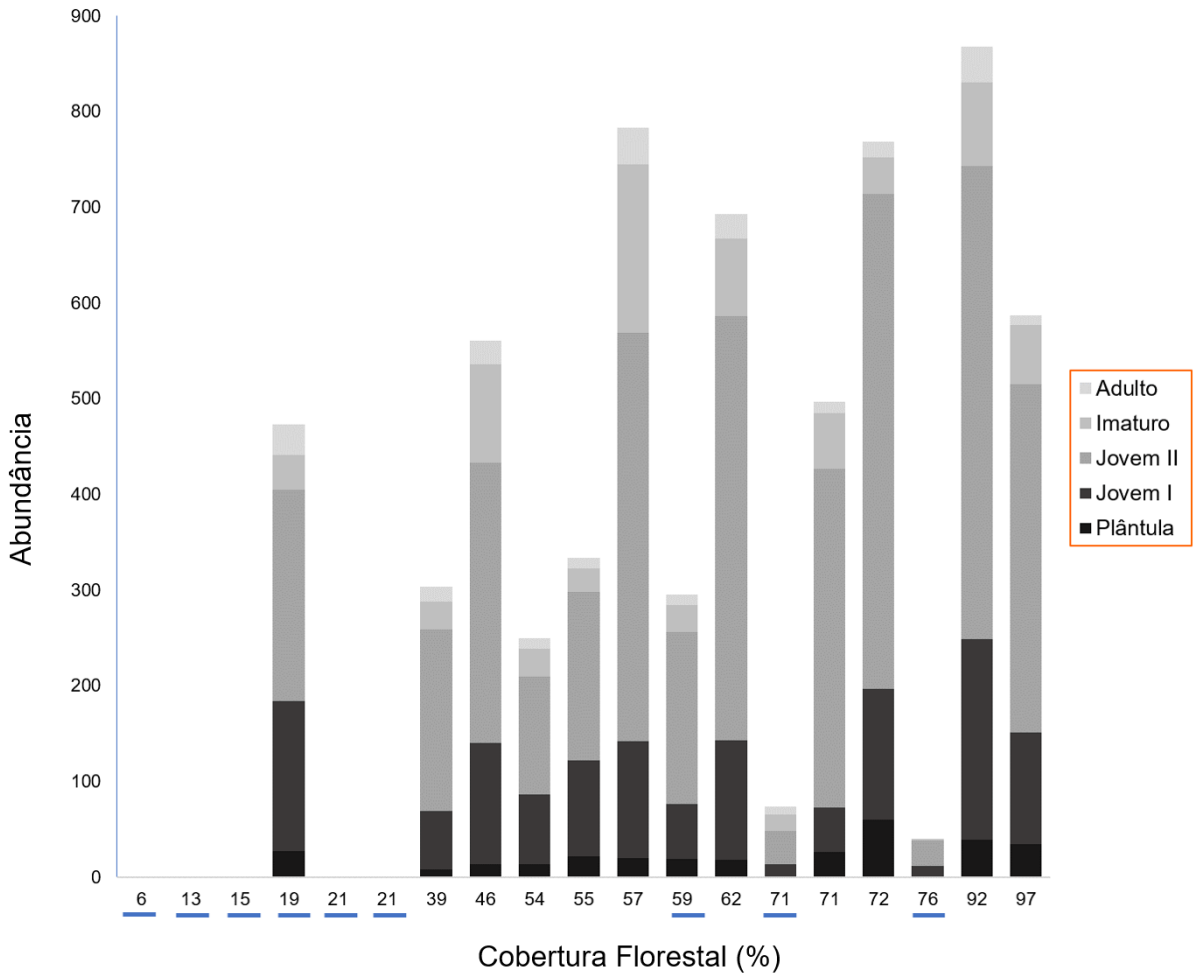

Figura 2. Número total de indivíduos de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos nos 19 fragmentos de Floresta Atlântica no Sul da Bahia, de acordo com o gradiente de cobertura florestal (CF) na escala de 800 m. Os números sublinhados se referem aos sítios amostrais da região Sul.

Os resultados das regressões lineares simples mostram que as relações entre a redução da CF com as variáveis microclimáticas não foram significativas (Tabela 2) para ambas estações de inverno e verão.

Tabela 2. Resultado das Regressões Lineares Simples avaliando a influência da CF sobre as variáveis microclimáticas. Valores de R^2 e p são referentes as relações entre CF e as variáveis microclimáticas; e médias e desvio padrão das variáveis microclimáticas referentes às estações de inverno (Julho) e verão (Dezembro).

Variáveis microclimáticas	INVERNO				VERÃO			
	R^2	p	média	DP	R^2	p	média	DP
Temperatura mínima	0,2	0,1	17,4	0,6	0,1	0,2	21,4	0,4
Temperatura máxima	0,2	0,1	22,1	0,6	0	0,6	28,1	1,1
Amplitude térmica	0	0,9	4,8	0,9	0	0,4	4,8	1,3
DPV máximo	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	1	0,3

A presença de indivíduos de *E. edulis* nos estádios plântula e adulto na região Sul não foi afetada pela CF na paisagem ou pelo microclima local (Tabela 3 e Figura 3). Enquanto para os estádios de jovem 1, jovem 2 e imaturo, os modelos incluindo CF + PC1 ou apenas CF foram os mais parcimoniosos (Tabela 3). Indicando principalmente que a redução da CF na paisagem influenciou negativamente a ocorrência de *E. edulis* nestes três estádios (Figura 3), evidenciando que as paisagens severamente desmatadas (<20%) não abrigaram nenhum indivíduo de *E. edulis*, com exceção de uma paisagem com 19% de CF.

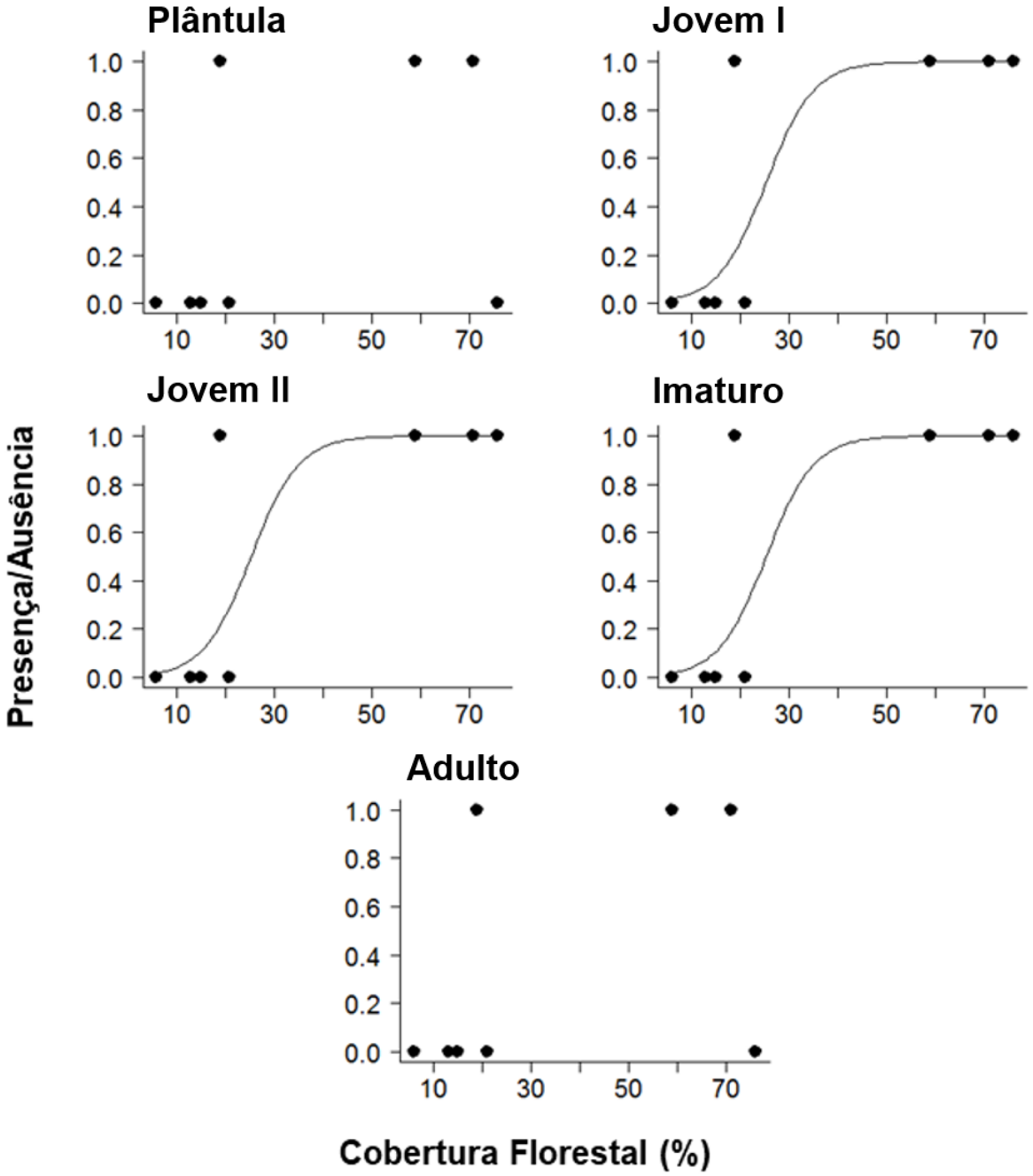

Figura 3. Presença e ausência de indivíduos de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos em função do gradiente de porcentagem de cobertura florestal na paisagem (CF) na região Sul. A curva de probabilidade foi adicionada apenas nos modelos parcimoniosos.

Na região Norte, a abundância de indivíduos de *E. edulis* nos estádios de jovem 1, jovem 2, imaturo e adulto não foi afetada pela CF na paisagem ou pelo microclima local (Tabela 3 e Figura 4). Já para o estádio de plântula, o modelo

incluindo apenas CF foi o mais parcimonioso (Figura 4), com fragmentos florestais inseridos em paisagens de menor CF apresentando menor abundância de *E. edulis.*

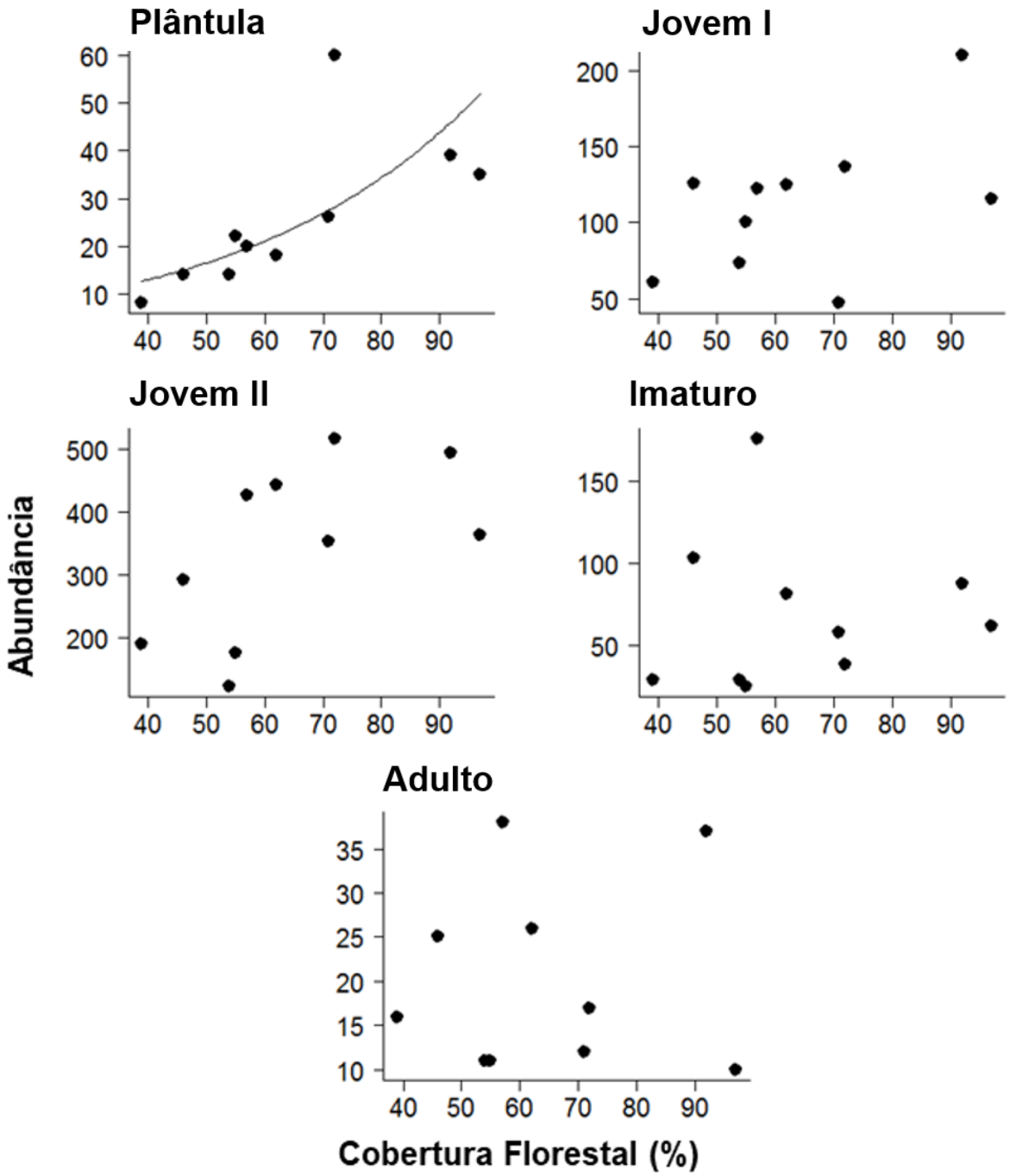

Figura 4. Abundância de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos em função do gradiente de porcentagem de cobertura florestal (CF) na região Norte. A curva de probabilidade foi adicionada apenas nos modelos parcimoniosos.

Tabela 3. Seleção de modelos baseado no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) para ocorrência (região Sul) e abundância (região Norte) dos diferentes estádios ontogenéticos de *E. edulis*. Modelos parcimoniosos são destacados em negrito. dAICc = critério de informação akaike corrigido; df = número de parâmetros do modelo; Weight = peso dAICc; e CF = Porcentagem de cobertura florestal na paisagem (raio = 800m).

Estádio Ontogenético	SUL				NORTE			
	Modelo	dAICc	df	weight	Modelo	dAICc	df	weight
Plântula	**Nulo**	**0.0**	**1**	**0.601**	**CF**	**0.0**	**3**	**0.675**
	CF	1.6	2	0.266	CF + PC1	2.9	4	0.162
	PC1	3.4	2	0.109	PC1	4.2	3	0.084
	CF + PC1	6.4	3	0.024	Nulo	4.3	2	0.079
Jovem I	**CF + PC1**	**0.0**	**3**	**0.474**	**Nulo**	**0.0**	**2**	**0.487**
	CF	**0.1**	**2**	**0.455**	PC1	1.3	3	0.250
	Nulo	4.1	1	0.060	CF	1.4	3	0.238
	PC1	7.5	2	0.011	CF + PC1	5.9	4	0.025
Jovem II	**CF + PC1**	**0.0**	**3**	**0.474**	**Nulo**	**0.0**	**2**	**0.478**
	CF	**0.1**	**2**	**0.455**	CF	0.5	3	0.369
	Nulo	4.1	1	0.060	PC1	2.6	3	0.129
	PC1	7.5	2	0.011	CF + PC1	6.0	4	0.024
Imaturo	**CF + PC1**	**0.0**	**3**	**0.474**	**Nulo**	**0.0**	**2**	**0.766**
	CF	**0.1**	**2**	**0.455**	PC1	3.5	3	0.135
	Nulo	4.1	1	0.060	CF	4.3	3	0.091
	PC1	7.5	2	0.011	CF + PC1	9.5	4	0.006
Adulto	**Nulo**	**0.0**	**1**	**0.601**	**Nulo**	**0.0**	**2**	**0.759**
	CF	1.6	2	0.266	PC1	3.3	3	0.142
	PC1	3.4	2	0.109	CF	4.2	3	0.090
	CF + PC1	6.4	3	0.024	CF + PC1	9.3	4	0.007

DISCUSSÃO

Os resultados indicam que a CF não influenciou o microclima no interior dos fragmentos florestais amostrados, e sugerem que a CF exerce forte influência nos padrões de ocorrência de *E. edulis* nos estádios intermediários (jovem 1, jovem 2 e imaturo) na região Sul, e na abundância do estádio inicial (plântulas) na região Norte. Desta forma, constatamos que paisagens severamente desmatadas (<20% CF) na região Sul exibem uma baixa probabilidade de persistência de *E. edulis* nos estádios intermediários, enquanto a ocorrência da espécie não é limitada na região Norte.

Cobertura florestal na paisagem e o microclima no interior de fragmentos florestais

Contrário ao esperado, a CF não influenciou o microclima no interior dos fragmentos florestais amostrados. Tradicionalmente, tem sido sugerido que a fragmentação florestal influencia o microclima de fragmentos florestais na região tropical, principalmente devido aos efeitos de borda (MAGNAGO et al., 2015; SIQUEIRA et al., 2004). Isto ocorre devido à maior incidência solar nas bordas quando comparados com o interior de fragmentos florestais, refletindo em severas alterações na dinâmica florestal (LAURANCE et al., 2011). No entanto, ressalta-se que mesmo a abordagem tradicional utilizando comparações em escala de fragmento entre borda-interior, apresenta resultados controversos a depender do tipo de matriz que circunda o fragmento (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). A abordagem utilizada neste estudo é pioneira, uma vez que os dados microclimáticos obtidos foram relacionados com CF na escala de paisagem. Em um estudo na escala de fragmento, Siqueira et al. (2004) encontraram uma baixa variância da temperatura e umidade do ar no centro dos fragmentos amostrados. Esse resultado em conjunto com o que encontramos indica que o microclima no interior dos fragmentos florestais é homogêneo, até mesmo nos fragmentos de tamanho reduzido (SIQUEIRA et al., 2004), ou em fragmentos imersos em paisagens com diferentes quantidades de CF. A inclusão de componentes de configuração da paisagem é sugerida para uma melhor compreensão do efeito microclimático em escala de paisagem, como por exemplo, tipo de matriz e orientação do fragmento (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017).

Padrões gerais da estrutura demográfica de *E. edulis*

A CF na paisagem e o microclima local influenciaram de modo diferenciado os estádios ontogenéticos, com padrões distintos entre as regiões Sul e Norte. Independente do estádio ontogenético, o número total de indivíduos de *E. edulis* registrados neste estudo foi inferior ao encontrado em outros trabalhos de estrutura demográfica realizados na Floresta Atlântica. Por exemplo, um estudo de estrutura demográfica realizado na Floresta Atlântica do Rio Grande do Sul encontrou em média 5.343 indiv./ha (RAUPP et al., 2009), em contrapartida, neste estudo foi encontrado 688 indiv./ha. No entanto, fragmentos do Sul da Bahia tendem a apresentar um número inferior de indivíduos, como provável consequência do solo pobre em nutrientes (MELITO et al., 2014; OLIVEIRA, 2014). Adicionalmente, estudos sugerem que o Sul da Bahia apresenta uma baixa produção de frutos, em função da existência de um ecotipo “Bahia” (BOVI et al., 1987; COELHO, 2010). O número de plântulas encontrado neste estudo (~ 50 indiv./ha) foi muito abaixo do esperado para as populações naturais de *E.* edulis (~ 12,565 indiv./ha), apesar da manutenção de um grande banco de plântulas ser considerada uma estratégia de reprodução da espécie (REIS et al., 2000). Esta baixa abundância pode ser um reflexo da alta predação de sementes que ocorre nos fragmentos florestais estudados (SOARES et al., 2015), ou até mesmo de mudanças anuais na produção dos frutos (REIS et al., 2000) e da exacerbada exploração dos adultos em fragmentos menores (PORTELA, 2008), afetando diretamente o recrutamento de novos indivíduos. Um estudo recente realizado por Soares et al. (2015) detectou que as sementes de *E. edulis* são altamente predadas em fragmentos florestais do Sul da Bahia, independentemente da quantidade de CF na paisagem. Entretanto, foi possível observar que a predação de sementes em fragmentos inseridos em paisagens com menor CF foi ocasionada principalmente por invertebrados. De modo geral, um aumento da predação de sementes por invertebrados se dá em ambientes mais impactados que já não possuem mais os grandes predadores de sementes ou dispersores secundários, afetando significativamente o recrutamento de novos indivíduos (GALETTI et al., 2006; SOARES et al., 2015).

Apesar das regiões Sul e Norte abrigarem tipos de florestas e solos semelhantes (THOMAS et al., 1998), e não ter influenciado padrões de β-diversidade de aves (MORANTE-FILHO; ARROYO-RODRÍGUEZ; FARIA, 2016), para as populações de *E. edulis* foi encontrada diferenças entre estas regiões.

Particularmente, todos os fragmentos em que não foram encontrados indivíduos de *E. edulis* estão inseridos na região Sul. Esta região possui um histórico de conversão de florestas em pastagens e plantações de eucalipto, em que mesmo áreas de Reserva Legal com alta porcentagem de CF na paisagem abrigam poucos indivíduos de *E. edulis.* Relatos com moradores evidenciam uma acentuada extração ilegal do palmito para fins econômicos, possivelmente refletindo na extinção local ou o baixo número de indivíduos encontrados nos fragmentos desta região. O número total de indivíduos registrados nos fragmentos inseridos nas áreas de maior CF nesta região (71 e 76%) foi de 74 e 40 indivíduos, respectivamente, muito abaixo quando comparado aos fragmentos da região Norte com CF similar (71%, 497 indivíduos e 72%, 769 indivíduos). Assim, é provável que a atividade extrativista atue como um fundamental componente para explicar as diferenças de persistência da espécie entre as regiões. Adicionalmente, no remanescente com 19% de CF onde foram encontrados 73 indivíduos de *E. edulis*, outros trabalhos encontraram altos índices de diversidade para aves (MORANTE-FILHO et al., 2015) e palmeiras (BENCHIMOL et al., 2017), por exemplo. Esta área pertence a uma Reserva Legal de propriedade privada que é manejada de forma sustentável desde a década de 60 (OLIVEIRA, 2014; SOARES, 2014) e apresentou uma grande abundância de adultos, evidenciando que o manejo sustentável mesmo em áreas com baixa porcentagem CF na paisagem pode manter a presença e alta abundância de indivíduos de *E. edulis*.

Enquanto indivíduos adultos foram encontrados em todos os fragmentos da região Norte, eles estiveram ausentes em cinco dos nove fragmentos da região Sul. Nesta região, tanto a CF como as variáveis microclimáticas não explicaram a presença de adultos de *E. edulis*. Assim, sugerimos que a potencial extração exacerbada do palmito, facilitada pelo acesso aos fragmentos devido ao tipo de matriz, deve atuar como importante fator explicativo dos padrões de persistência de adultos. Além disso, outro fator que pode estar facilitando a extração dos adultos na região Sul é a precariedade de fiscalização neste local. Em razão da ausência de adultos reprodutores nesta região, a produção de novos frutos fica comprometida, explicando potencialmente a ausência de plântulas. Além disso, *E. edulis* apresenta curta distância de dispersão na região Sul, em média 100 metros, avaliada por meio do fluxo gênico da espécie (SANTOS et al., 2016). Portanto, uma vez que os fragmentos florestais da região Sul em geral são pequenos e isolados, raramente

novas sementes irão colonizar esses fragmentos. Passado o estádio de plântula para os estádios subsequentes (jovem 1, jovem 2 e imaturo) os melhores modelos explicativos para presença/ausência inclui PC1 (microclima local) em conjunto com a CF na paisagem, porém não é possível verificar evidências de que o modelo incluindo PC1 (CF + PC1) melhora a explicação quando comparado ao modelo que possui apenas CF. Este padrão encontrado na região Sul está diretamente relacionado com o fragmento que contém 76% de CF. Acredita-se que neste local houve extração recente dos adultos, isso explicaria a ausência imediata das plântulas, e a presença de indivíduos nos estádios ontogenéticos subsequentes. Acredita-se que os estádios de jovem 1, jovem 2 e imaturo já estavam neste fragmento antes da extração dos adultos e, por isso, ainda persistem neste local. A persistência dos estádios juvenis representa em geral uma população em expansão (MARCOS; MATOS, 2003), por isso, se este padrão for conservado a população de *E. edulis* pode ser mantida neste fragmento.

Ao contrário do esperado, os melhores modelos explicativos para abundância de indivíduos de *E. edulis* não incluíram as variáveis microclimáticas, e apenas o modelo incluindo CF explicou os padrões de abundância do estádio de plântula de *E. edulis* na região Norte. É possível que este padrão seja resultado da limitação de fonte, causada por redução de polinizadores, por exemplo em fragmentos com menos floresta (BROSI, 2009). Além disso, outros fatores de limitação, como a dispersão de sementes, podem explicar o padrão encontrado para as plântulas, visto que, este processo aparenta estar comprometido nas áreas severamente desmatadas. De fato, estudos prévios nestes fragmentos florestais revelaram uma substituição de espécies de aves especialistas por generalistas ao longo do gradiente de CF, com áreas severamente desmatadas apresentando frugívoros com tamanho corpóreo menor (MORANTE-FILHO et al., em revisão). Frugívoros de grande porte (como os tucanos, *Ramphastos vitellinus*) são fundamentais para consumir as maiores sementes (GALETTI et al., 2013) e são considerados como dispersores efetivos de *E. edulis* (LABECCA, 2012). Uma vez que espécies generalistas (como *Turdus spp.)* consomem apenas as sementes menores *de E. edulis*, esta substituição acarreta em mudanças evolutivas no tamanho das sementes em áreas onde os grandes frugívoros estão extintos localmente, tornando-as mais sensíveis às adversidades e comprometendo o seu estabelecimento (GALETTI et al., 2013). Apesar de existir um gradiente de perda de floresta na

região Norte, todos os fragmentos amostrados possuem CF acima de 39%. Diante disso, acredita-se que os estádios ontogenéticos que sucedem as plântulas (jovem 1, jovem 2, imaturo e adulto) podem ainda não ter respondido o efeito gradual da perda de CF, diferentemente das plântulas que já conseguem responder a estes efeitos.

Nossos resultados apontam que a ocorrência de *E. edulis* está severamente comprometida na região Sul, possivelmente devido ao forte histórico de extração ilegal da espécie. Constatamos que fragmentos apresentando < 20% de CF são mais vulneráveis à extinção local nesta região, e por isso necessitam de uma combinação de esforços de conservação a fim de reverter a situação atual. Além disso, para a região Norte, pode ser concluído que a perda de habitat afeta a estrutura demográfica das plântulas de *E. edulis*. Os resultados encontrados podem ser úteis para auxiliar a escolha de áreas prioritárias para conservação mais efetivas a fim de manter populações viáveis de *E. edulis*.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, D. R. Model Based Inference in the Life Sciences: A Primer on Evidence. New York: Springer; 2008.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Does forest fragmentation cause an increase in forest temperature? **Ecological Research**, v. 32, n. 1, p. 81–88, 2017.

BENCHIMOL, M. et al. Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on Arecaceae diversity in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 384, p. 314–322, 2017.

BOEGE, K.; BARTON, K. E.; DIRZO, R. **Influence of Tree Ontogeny on Plant-Herbivore Interactions**. p. 193-214, 2011.

BOLKER, B. 2012. R development core team, 2014. bbmle: Tools for general maximum likelihood estimation. *R package version*, *1.5.2.* Available: https://cran.r-project.org/package=bbmle acessado em janeiro de 2018.

BOVI, M.L., GODOY JR, G., SAES, L.A. Pesquisas com o genero Euterpe e Bactris no Instituto Agronomico de Campinas. **O agronômico**, v. 39, n. 2, p. 129-174, 1987.

BROSI, B. J. The complex responses of social stingless bees (Apidae: Meliponini) to tropical deforestation. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1830–1837, 2009.

COELHO, G. M. ESTRUTURA GENÉTCIA POPULACIONAL EM MORFOTIPOS DE Euterpe edulis. **Tese de doutorado**, 2010.

COSSIO, R. Estrutura populacional de Euterpe edulis Martius (Arecaceae): variações locais na Bacia Hidrográfica do Rio Maquiné, Rio Grande do Sul. **Dissertação**, 2010.

DE MARCO, P.; COELHO, F. M. Services performed by the ecosystem: Forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 7, p. 1245–1255, 2004.

ECHEVERRÍA, C. et al. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. p. 426–439, 2007.

Environmental Systems Research Institute (ESRI), (2014). ArcGIS Desktop Help 10.2 Geostatistical Analyst.

FADINI, R. F. et al. Effects of frugivore impoverishment and seed predators on the recruitment of a keystone palm. **Acta Oecologica**, v. 35, n. 2, p. 188-196, 2009.

FARIA, D, et al. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations

in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v. 15, n. 2, p. 587-612, 2006.

FARIA, D. et al. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 11, p. 2226–2234, 2009.

FAVRETO, R.; MELLO, R. S. P.; DE MOURA BAPTISTA, L. R. Growth of Euterpe edulis Mart. (Arecaceae) under forest and agroforestry in southern Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 80, n. 2, p. 303–313, 2010.

FERRI, C. P.; CAVALCANTE, A. S. L. Pupunha para palmito. **Ministerio da Agricultura e do Abastecimento**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria e Abastecimento. Rio Branco, 30p, 1997.

GALETTI, M. et al. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. **Science**, v. 340, n. May, p. 1086–1090, 2013.

GALETTI, M. et al. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 151, n. 1, p. 141-149, 2006.

HOLBROOK, K. M. Home range and movement patterns of toucans: implications for seed dispersal. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 357–364, 2011.

JORDANO, P. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. **Essências em Biologia da Conservação**, v. 5, p. 411–436, 2006.

KLEIN, D. F. Anxiety reconceptualized. **Comprehensive Psychiatry**, v. 21, n. 6, p. 411-427, 1980.

LABECCA, F. M. Redes de interação entre dispersores de sementes e Euterpe edulis (Arecaceae) em um gradiente de defaunação. **Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"**, p. 47, 2012.

LANDSBERG, J. J. **Physiological ecology of forest production. Academic Press, London,** 1986.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2000. 531 p.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, 2009.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments : a 22-years investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011.

LIU, J. J.; SLIK, J. W. F. Forest fragment spatial distribution matters for tropical tree

conservation. **Biological Conservation**, v. 171, p. 99–106, 2014.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2305–2318, 2015.

MARCOS, C. S.; MATOS, D. M. S. Estrutura de populações de palmiteiro (Euterpe edulis Mart.) em áreas com diferentes graus de impactação na Floresta da Tijuca, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 10, n. February, p. 27–37, 2003.

MATLACK, G. R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological conservation**, v. 66, n. 3, p. 185-194, 1993

MCADAM, S. A. M.; BRODRIBB, T. J. The Evolution of Mechanisms Driving the Stomatal Response to Vapor Pressure Deficit. **Plant Physiology**, v. 167, n. 3, p. 833–843, 2015.

MELITO, M. O. et al. Demographic structure of a threatened palm (Euterpe edulis Mart.) in a fragmented landscape of Atlantic Forest in northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 2, p. 249–258, 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa Nº 6. Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União, (Seção 1) v. 185, p. 75-83, 2008.

MORANTE-FILHO, J. C. et al. Birds in anthropogenic landscapes: The responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic forest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 6, p. 1–18, 2015.

MORANTE-FILHO, J. C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FARIA, D. Patterns and predictors of β-diversity in the fragmented Brazilian Atlantic forest: A multiscale analysis of forest specialist and generalist birds. **Journal of Animal Ecology**, v. 85, n. 1, p. 240–250, 2016.

MORANTE-FILHO, J. C. et al. Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. **Ecological Applications**, EM REVISÃO, 2018.

MORI, S. A. et al. Southern Bahian moist forests. **The Botanical Review**, v. 49, n. 2, p. 155–232, 1983.

OKSANEN, J. et al. Vegan: Community ecology package. R package version 2.0-7. 2013. Available: http://CRAN.Rproject. org/package=vegan acessado em janeiro de 2018.

OLIVEIRA, L. C. Efeitos da perda de habitat na densidade de indivíduos e fenologia reprodutiva de *Euterpe edulis* na região sul da Bahia Ilhéus - Bahia. **Dissertação**, 2014.

PESSOA, M. S. et al. Fruit biomass availability along a forest cover gradient.

Biotropica, v. 49, n. 1, p. 45–55, 2017.

PINHEIRO, M. P. et al. ANNUAL VARIATION IN CANOPY OPENNESS, AIR TEMPERATURE AND HUMIDITY IN THE UNDERSTORY OF THREE FORESTED SITES IN SOUTHERN BAHIA STATE, BRAZIL. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 1, p. 107–116, 2013.

PINHEIRO, J. et al. Core Team. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-113. 2013 acessado em janeiro de 2018.

PORTELA, R. C. Q. Ecologia populacional de tres especies de palmeiras em uma paisagem fragmentada no dominio da Mata Atlantica, RJ. **Tese**, 2008.

RAUPP, S. V. et al. Aspectos demográficos de palmiteiro (Euterpe edulis Mart .) em uma área da Floresta Atlântica de Encosta, em Maquiné, Rio Grande do Sul. **Heringia**, v. 64, n. 1, p. 57–61, 2009.

REIS, M. S. DOS et al. Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic Rain Forest : The Case Study of Palm Heart (*Euterpe edulis* Martius) Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 894–902, 2000.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROCHA-SANTOS, L. et al. The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. **Biological Conservation**, v. 196, p. 1–9, 2016.

ROTHER, D. C. et al. Demographic bottlenecks in tropical plant regeneration: A comparative analysis of causal influences. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 15, n. 2, p. 86–96, 2013.

ROTHER, D. C. Dispersão de sementes e processos de limitação demográfica de plantas em ambientes com e sem bambus na Floresta Pluvial Atlântica. **Tese de doutorado**, 2010.

SANGINÉS DE CÁRCER, P. et al. Vapor-pressure deficit and extreme climatic variables limit tree growth. **Global Change Biology**, n. September 2017, p. 1108–1122, 2017.

SANTOS, A. S. et al. Landscape-scale deforestation decreases gene flow distance of a keystone tropical palm, Euterpe edulis Mart (Arecaceae). **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 18, p. 6586–6598, 2016.

SCHROTH, G. et al. Conservation in tropical landscape mosaics: The case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 8, p. 1635–1654, 2011.

SILVA, M. D. G. C. P. C.; MARTINI, A. M. Z.; ARAÚJO, Q. R. DE. Estrutura populacional de Euterpe edulis Mart. no Sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 2, p. 393–403, 2009.

SILVA, D. M. DA. Estrutura do tamanho e padrão espacial de uma população de Euterpe edulis Mart. (Arecaceae) em Mata Mesófila Semidecídua no município de Campinas. **Dissertação,** 1991.

SIQUEIRA, L. P. DE et al. Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small atlantic rain forest fragments, south-eastern brazil. **ECOTROPICA**, v. 10, n. 1, p. 59–64, 2004.

SOARES, L. A. S. S. et al. Implications of habitat loss on seed predation and early recruitment of a keystone palm in anthropogenic landscapes in the brazilian atlantic rainforest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, p. 1–14, 2015.

TABARELLI, M.; CARDOSO DA SILVA, J. M.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of netropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 2001, p. 1419–1425, 2004.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação : aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 181–188, 2005.

THOMAS, W. M. W. et al. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, p. 311–322, 1998.

THOMAS, W. W. Natural vegetation types in southern Bahia. **Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia**. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, p. 1-4, 2003.

THOMPSON, C. M.; MCGARIGAL, K. The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA). **Landscape Ecology**, v. 17, n. 6, p. 569–586, 2002.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, 2000.

VALIENTE-BANUET, A. et al. Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. **Functional Ecology**, v. 29, n. 3, p. 299–307, 2015.

VENABLES, W.N; RIPLEY, B. D. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. New York: Springer; 2002.

WALTER, S. T. et al. Landscape-level tree cover predicts species richness of large-bodied frugivorous birds in forest fragments. **Biotropica**, v. 49, n. 6, p. 838-847, 2017.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Coeficiente de determinação (R^2) dos diferentes estádios ontogenéticos em relação a porcentagem de cobertura florestal ao redor dos 19 fragmentos de estudo. O valor mais alto do R^2 está destacado em negrito.

Estádios ontogenéticos	Escalas				
	200m	400m	600m	800m	1000m
Plântula	0,235	0,364	0,372	**0,385**	0,364
Jovem I	0,150	0,264	0,301	**0,303**	0,291
Jovem II	0,230	0,360	0,435	**0,448**	0,436
Imaturo	0,194	0,188	0,214	0,218	**0,219**
Adulto	0,094	0,158	**0,175**	0,164	0,164

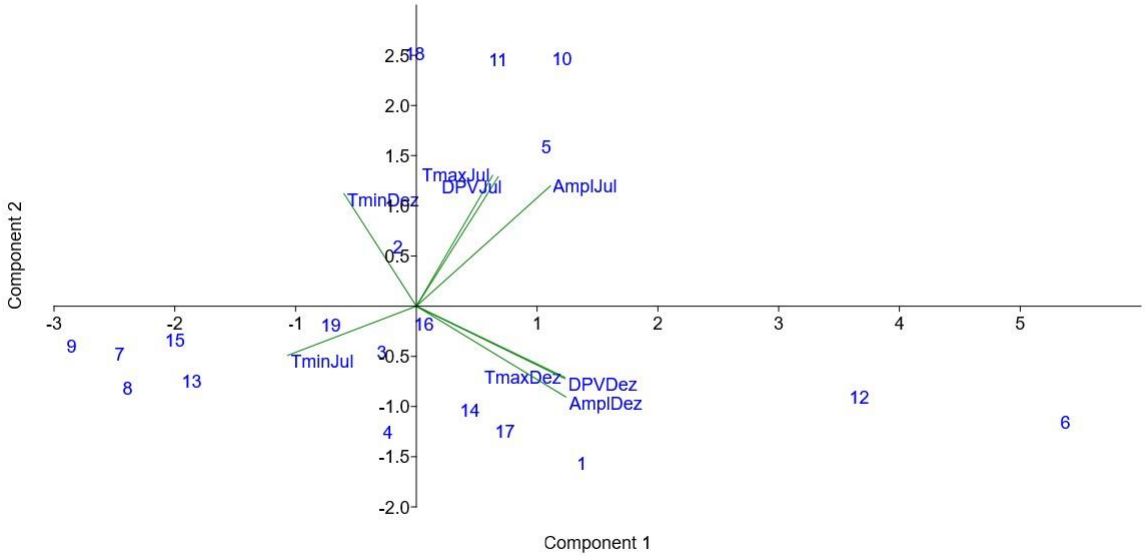

Figura S1. Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) com todas as variáveis microclimáticas avaliadas nos 19 fragmentos florestais. O eixo 1 da PCA explicou 53% e o eixo 2 22% da variação total. TMIN corresponde à temperatura mínima, TMAX à temperatura máxima e DPV à Déficit de pressão de vapor máximo. Jul e Dez correspondem aos meses julho (inverno) e dezembro (verão), respectivamente. Os números de 1 a 19 referem-se aos fragmentos florestais em ordem crescente de porcentagem de cobertura florestal.

Tabela S2. Análise de componentes principais (PCA) mostrando os escores de cada variável microclimática nos dois principais eixos. TMIN corresponde à temperatura mínima, TMAX à temperatura máxima e DPV à Déficit de pressão de vapor máximo. Jul e Dez correspondem aos meses julho (inverno) e dezembro (verão), respectivamente.

Loadings		
Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
TminJul	0.373	0.172
TmaxJul	-0.221	-0.457
AmplJul	-0.389	-0.420
DPVJul	-0.238	-0.452
TminNov	0.210	-0.393
TmaxNov	-0.431	0.248
AmplNov	-0.434	0.317
DPVNov	-0.431	0.253

Tabela S3. Modelos concorrentes para explicar ocorrência (região Sul) e abundância (região Norte) de *E. edulis*.

Modelo	Métrica
Modelo 1	Presença/Ausência ou Abundância de *E. edulis* ~ Intercepto
Modelo 2	Presença/Ausência ou Abundância de *E. edulis* ~ % de cobertura florestal em escala de paisagem (raio=800m)
Modelo 3	Presença/Ausência ou Abundância de *E. edulis* ~ Primeiro eixo do PCA com variáveis microclimáticas das estações de inverno e verão de 2017
Modelo 4	Presença/Ausência ou Abundância de *E. edulis* ~ Cobertura florestal + Primeiro eixo do PCA com variáveis microclimáticas das estações de inverno e verão de 2017

CAPÍTULO 2

ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE *Euterpe edulis* Mart. APÓS UM EVENTO DE SECA PROLONGADA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO SUL DA BAHIA

Adrielle Leal[a3], Maíra Benchimol[a], Eliana Cazetta[a]

[a] Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Jorge Amado km 16, 45662-900 Ilhéus, BA, Brasil.

[3] Autor para correspondência. E-mail: adrielle_leal@hotmail.com

RESUMO

A perda de habitat representa uma séria ameaça à biodiversidade global e ocorre principalmente devido a expansão das atividades humanas onde as florestas nativas contínuas são convertidas em ambientes antropogênicos. Estudos recentes desenvolvidos em florestas tropicais têm evidenciado o efeito negativo da perda de habitat sobre diferentes grupos florísticos. Adicionalmente, fatores climáticos são essenciais para o crescimento e desenvolvimento de espécies vegetais, com fortes alterações climáticas podendo levar a redução na densidade de determinadas espécies. Diante disso, entender como estes processos atuam na estrutura demográfica de plantas pode ser útil para recomendações de manejo de populações vegetais. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi comparar a estrutura demográfica ontogenética de *Euterpe edulis* em um gradiente de cobertura florestal na paisagem (CF) no período antes (2014) e após (2017) um evento de seca prolongada na região do Sul da Bahia. *E. edulis* é uma espécie nativa da Floresta Atlântica e possui uma alta importância ecológica, pois é utilizada como recurso alimentar por uma grande diversidade de animais frugívoros. Para isso, em 2017 foi realizado um recenseamento da estrutura demográfica de *E. edulis* nos fragmentos florestais previamente amostrados em 2014, todos situados na região Sul da Bahia e exibindo um gradiente contrastante de CF. Mapas de monitoramento de seca disponibilizados pelo INPE indicaram a ocorrência de uma seca intensa na área de estudo em dezembro de 2015. Os censos foram feitos em uma parcela de 100 x 50 m estabelecida em 10 fragmentos florestais. Nestas parcelas foram contabilizados todos os indivíduos de *E. edulis* em cinco estádios ontogenéticos. A partir do centro de cada remanescente foi estabelecido um raio de 800m para calcular a CF utilizando o programa ARCGis. Em 2017 foi registrado um aumento de 8,06% no número de indivíduos de *E. edulis* em relação a 2014, totalizando 2359 indivíduos. A CF foi um importante preditor do número de indivíduos nos estádios de plântula, jovem 2 e imaturo em ambos os anos. Em contrapartida, o ano e CF não influenciaram o número de indivíduos de jovem 1 e adulto. As diferenças encontradas nos números de indivíduos em função dos diferentes anos não foram significativas para nenhum estádio ontogenético. Os resultados sugerem a perda de CF pode influenciar o número de plântulas possivelmente devido a processos de limitação de fonte ou de dispersão de sementes. Os resultados referentes aos juvenis e imaturos corroboram estudos prévios que encontraram diminuição de juvenis de *E. edulis* em ambientes mais impactados, e este fato pode ser reflexo de uma recente perda dos grandes dispersores de sementes de *E. edulis* nos fragmentos mais desmatados. Diferentemente do que se esperava, a estrutura demográfica de *E. edulis*, até mesmo dos estádios ontogenéticos iniciais, não foi afetada pela seca. Levando em consideração que apenas em fragmentos florestais inseridos em paisagens com mais de 46% de CF foram amostrados indivíduos de *E. edulis*, é possível apenas sugerir que a quantidade de floresta no entorno destes fragmentos consegue tamponar a ação da seca e manter as populações da espécie constantes ao longo do tempo mesmo após uma perturbação severa.

Palavras-chave: Palmito juçara; perda de habitat; seca prolongada.

INTRODUÇÃO

A perda de habitat é uma das principais ameaças à biodiversidade global (FOLEY et al., 2005) e ocorre principalmente devido a conversão de florestas nativas contínua por ambientes antropogênicos (TABARELLI et al., 2010), formando fragmentos de variados tamanhos e graus de isolamento, inseridos em paisagens com diferentes proporções de floresta nativa (FAHRIG, 2003). A perda de habitat é considerada uma das principais causas das extinções locais (FAHRIG, 1997), especialmente em ambientes tropicais que vem sendo amplamente desmatados devido a ações antrópicas. Estudos recentes desenvolvidos em florestas tropicais têm evidenciado o efeito negativo da perda de habitat sobre diferentes grupos taxonômicos como mamíferos (VÉLEZ-GARCÍA, 2016) e aves (MORANTE-FILHO et al., 2015), com o aumento de cobertura florestal em escala de paisagem sendo um bom preditor para a diversidade de diferentes grupos florísticos (BENCHIMOL et al., 2017; RIGUEIRA; DA ROCHA; MARIANO-NETO, 2013).

Fatores climáticos são essenciais para o crescimento e desenvolvimento de espécies vegetais, com fortes alterações climáticas podendo levar a redução na densidade ou até mesmo a extinção local de determinadas espécies em florestas tropicais (ALLEN et al., 2010). Em específico, intensos períodos de seca podem modular a distribuição de espécies que são sensíveis a este tipo de distúrbio, sendo possível sugerir que mudanças regionais nos regimes de chuva afetam diretamente a composição das comunidades vegetais (ENGELBRECHT et al., 2007). De fato, fortes perturbações induzem a modificações na composição de espécies e guildas ecológicas, podendo a floresta levar centenas de anos para se recuperar (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008). No entanto, algumas espécies vegetais apresentam a capacidade de se aclimatar aos eventos de mudanças climáticas abruptas (LUO et al., 2016), enquanto diferentes estágios de desenvolvimento também podem responder de forma variável de acordo com a intensidade e tipo de perturbação (DEMIREVSKA et al., 2009).

Ao longo do desenvolvimento dos indivíduos, os processos de transição de um estádio ontogenético para o outro são muitas vezes mais sensíveis as variações ambientais, e podem atuar como gargalos populacionais (JORDANO et al., 2004). Diante disto, estudos sobre estrutura demográfica podem ser úteis para avaliação do estado de conservação de uma determinada espécie após um evento de distúrbio, desde que exista informações referente aos padrões demográficos em áreas não

perturbadas ou preferencialmente antes da ocorrência da perturbação (BRUNA; KRESS, 2002). Adicionalmente, estes estudos possibilitam detectar qual estádio de desenvolvimento está mais comprometido propiciando recomendações de manejo e informações sobre a viabilidade de uma população (VIRILLO et al., 2011).

As palmeiras são consideradas componentes chaves em florestas tropicais (TERBORGH, 1986), apresentando padrões contrastantes de respostas em função da perda de cobertura florestal em escala de paisagem ─ enquanto espécies do interior de florestas tendem a ser fortemente afetadas em paisagens com menos de 40% de cobertura florestal na paisagem, espécies de áreas abertas proliferam nestas paisagens (BENCHIMOL et al., 2017). Na Mata Atlântica, destaca-se o palmito juçara, *E. edulis*, devido a dominância e papel ecológico chave que desempenha em fragmentos florestais. Esta espécie atua como importante fonte de alimento para espécies frugívoras, principalmente em períodos de escassez de recurso alimentar (HENDERSON et al., 1995). Dado o seu papel fundamental na Floresta Atlântica, torna-se importante avaliar como a espécie responde aos eventos de perturbação em fragmentos florestais, considerando os diferentes estádios ontogenéticos.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi comparar a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis* em um gradiente de cobertura florestal na paisagem (CF) no período anterior (2014) e posterior (2017) a um evento de seca prolongada que ocorreu no ano de 2015 e afetou o Sul da Bahia. Espera-se que após o período de seca os efeitos negativos sobre a estrutura demográfica de *E. edulis* sejam maiores nos estádios iniciais (plântula, jovem 1 e jovem 2) e principalmente nos fragmentos inseridos em paisagens com menos floresta. Isto porque indivíduos em estádios iniciais são mais sensíveis a mudanças bruscas do ambiente (LARCHER, 2000) e devido a semente de *E. edulis* ser do tipo recalcitrante, isto é, mais sensível a escassez de água (CURSI; CICERO, 2014; PIZO; VON ALLMEN; MORELLATO, 2006).

METODOLOGIA

Descrição da espécie - *Euterpe edulis* Mart. (ARECACEAE)

Euterpe edulis é uma espécie nativa da Floresta Atlântica (REIS et al., 2000), encontrada originalmente desde o estado da Bahia até o Rio Grande do Sul, principalmente na floresta Ombrófila Densa, com ocorrências também no Nordeste da Argentina e Sudeste do Paraguai (HENDERSON et al., 1995). Esta espécie apresenta alta importância ecológica, pois seus frutos são utilizados como recurso alimentar por uma ampla gama de animais frugívoros (GALETTI et al., 2013). Porém, a extração ilegal para comercialização do palmito, meristema apical comestível, associado à intensa supressão da Floresta Atlântica, cuja área remanescente abrange cerca de 11-16% do domínio original (RIBEIRO et al., 2009), resultou em sua drástica redução populacional (GALETTI; FERNANDEZ, 1998; PORTELA; BRUNA; MAËS DOS SANTOS, 2010). Por estes motivos, a espécie se enquadra na categoria vulnerável da Lista Brasileira da Flora Ameaçada de Extinção no Brasil (MMA, 2008).

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado em 10 fragmentos florestais localizados no Sul da Bahia, previamente amostrados em 2014 em relação a estrutura demográfica de *E. edulis*. Estes fragmentos foram selecionados a partir da aquisição de imagens de satélite da Floresta Atlântica no Sul da Bahia entre os anos de 2009 e 2011. Essas imagens em conjunto com validação das áreas em campo, possibilitaram a elaboração de um mapa de uso da terra da região, com a identificação de 58 potenciais fragmentos florestais distantes ao menos 1 km entre si (MORANTE-FILHO et al., 2015). A região mapeada está inserida nos municípios de Mascote e Belmonte (região Sul) e Una (região Norte) e compreende o mesmo tipo floresta. Em 2014 (OLIVEIRA, 2014) selecionou 10 fragmentos florestais que apresentaram um gradiente contrastante de porcentagem de floresta nativa em escala de paisagem. Seis fragmentos amostrais estão inseridos no município de Mascote e Belmonte (região ‘Sul’) e compreendem um gradiente de 6 até 59% de CF. Os quatro demais fragmentos estão localizados na região de Una (região ‘Norte’), e abrangem um gradiente de CF de 46 a 97% (Figura 1). A vegetação é caracterizada como Floresta Tropical Úmida (THOMAS, 2003), o clima é do tipo Af na classificação de Köpen,

quente e úmido, com temperatura e precipitação média anual de 25ºC e 1200 mm, respectivamente (MORI et al., 1983). As duas regiões apresentam composição de solo, topografia e florística similar (THOMAS et al., 1998). Assim, foi utilizada uma abordagem híbrida em escala de mancha e paisagem em que as amostragens são realizadas em áreas de tamanho padronizado no centro de paisagens não sobrepostas (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

Para obtenção de informações climáticas da região de estudo, utilizamos mapas referentes ao Índice de Precipitação Padronizado (SPI) - monitoramento de seca disponibilizados pelo Centro de Previsões de Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC/INPE), que permitem visualizar as condições associadas a períodos de secas excessivas (CPTEC/INPE, 2018). A fim de demonstrar a seca severa que acometeu a região Sul da Bahia no ano de 2015, foram utilizados dados do mês de dezembro dos anos de 2014, 2015, 2016 e 2017 (material suplementar, Figura S1). O SPI varia de 0 a 4, de forma que quanto maior o índice, mais severo foi o período de seca. A partir dos dados obtidos foi possível constatar que dezembro de 2015 apresentou SPI de categorias 03 e 04, referentes ao período de seca extremo e excepcional, respectivamente.

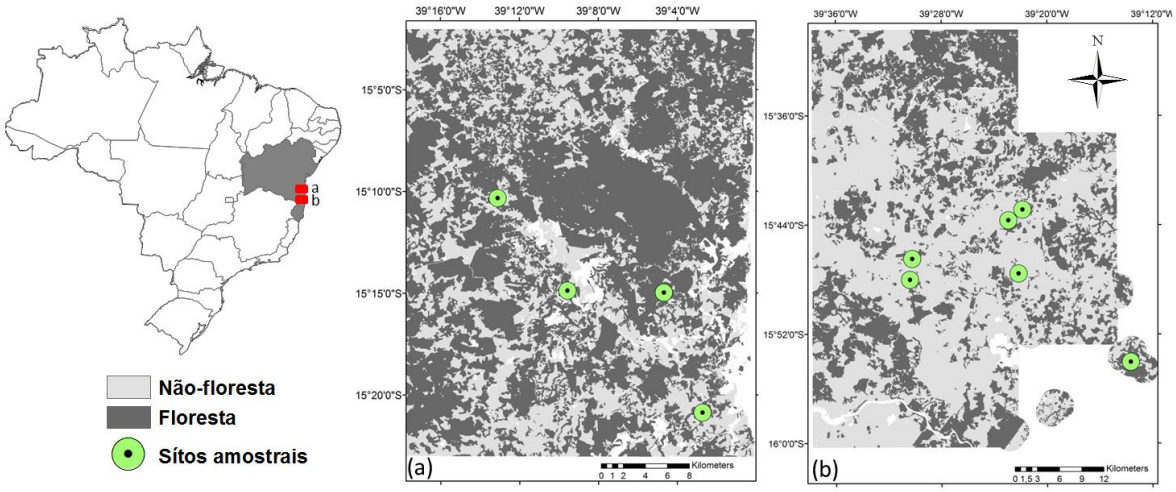

Figura 1. Distribuição dos 10 fragmentos florestais amostrados localizados na Floresta Atlântica do Sul da Bahia. A) Região de Una (Norte), com quatro pontos amostrais. B) Região de Belmonte (Sul), com seis pontos amostrais.

Estrutura demográfica de *Euterpe edulis* Mart.

No ano de 2014, foi instalada uma parcela de 100x50 (0.5ha) em cada um dos 10 fragmentos avaliados (OLIVEIRA, 2014) e em 2017 essas parcelas foram re-avaliadas. Para obtenção dos dados demográficos, foram contabilizados todos os indivíduos de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos, baseado em Silva et al (2009) e Oliveira (2014). Sendo estes: Plântula – Indivíduos com até duas folhas abertas, palmada, apresentando semente com reserva endospermática; Juvenil I – Indivíduos menores que 0,15 m de altura de inserção, apresentando duas a quatro folhas na maioria palmada; Juvenil II – Indivíduos com altura de inserção entre 0,15 e 1,00 m, sem estipe aparente, apresentando folhas pinadas; Imaturo – Indivíduos com estipe exposto com altura de inserção superior a 1,00 m sem sinal de florescimento ou frutificação, e Adulto – Indivíduos com sinais evidentes de floração ou frutificação.

Porcentagem de cobertura florestal na paisagem

A partir do centro de cada remanescente florestal, foram estabelecidos diferentes raios de amostragem para cálculo de CF utilizando o programa ARCGis 10.2 (ESRI, 2014). A abordagem de múltiplos buffers é recomendada quando não existe conhecimento prévio sobre a qual escala espacial a espécie em questão está intimamente relacionada (THOMPSON; MCGARIGAL, 2002). Assim, para compor múltiplas paisagens, foram delimitados cinco buffers, com distâncias de 200m entre si, e com raios variando entre 200 e 1000m. As escalas foram definidas com base na independência dos fragmentos (máximo de 2000 m) e na capacidade de dispersão das espécies que consomem os frutos de *E. edulis*. Por fim, foi estabelecida a escala de 800 m para as análises subsequentes

Análise dos dados

Para verificar os padrões de abundância de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos em resposta aos diferentes anos (2014 e 2017) foram realizados Modelos Lineares Generalizados (GLMs). Este mesmo procedimento foi utilizado para verificar a relação do gradiente de CF na paisagem sobre a estrutura demográfica nos dois anos avaliados. Para os estádios ontogenéticos de plântula, jovem 1 e adulto foi utilizada a família de distribuição binomial negativo, já para os

estádios de jovem 2 e imaturo foi utilizado a família quasipoisson, a fim de evitar superdispersão dos dados.

RESULTADOS

Em 2017 foram registrados 2359 indivíduos de *E. edulis* o que representa um aumento de 8,06% no número de indivíduos em relação a 2014, quando foram registrados 2183 indivíduos (Figura 2). Considerando os diferentes estádios ontogenéticos, na amostragem realizada em 2017, o estádio de jovem 2 (54,57%) foi o mais representativo, seguido por jovem 1 (20,52%), imaturo (14,37%), plântula (5,93%) e adulto (4,71%). Em 2014 a maior porcentagem de indivíduos também foi referente ao estádio de jovem 2 (51,53%), seguido por jovem 1 (20,57%), imaturo (12,78%), plântula (8,98%) e adulto (6,14%) (OLIVEIRA, 2014). Foram registrados mais representantes dos estádios de jovem 1 (484), jovem 2 (1285) e imaturo (339) no ano de 2017; e plântula (196) e adulto (134) no ano de 2014. Porém, as diferenças no número de indivíduos em função dos diferentes anos não foram significativas para nenhum estádio ontogenético (Figura 3).

A CF foi um importante preditor do número de indivíduos nos estádios de plântula, jovem 2 e imaturo, sendo observada uma relação positiva significativa entre essas duas variáveis (Figura 2). Em contrapartida, nenhuma das variáveis explicativas (Ano e CF) influenciaram no número de indivíduos de jovem 1 e adulto.

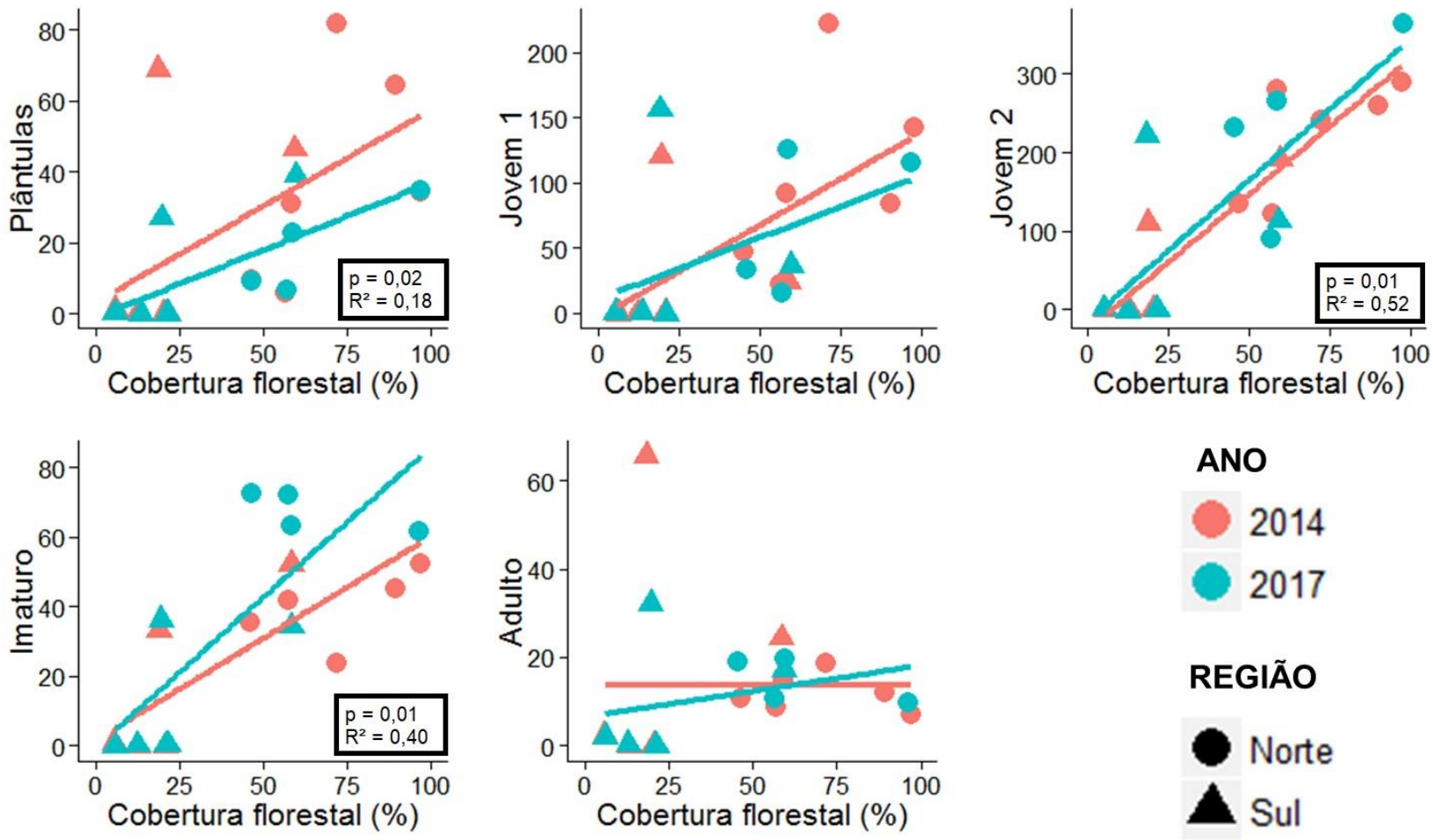

Figura 2. Relação entre a porcentagem de cobertura florestal na paisagem e abundância de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos. Para as relações significativas os valores de R2 e p estão indicados na figura.

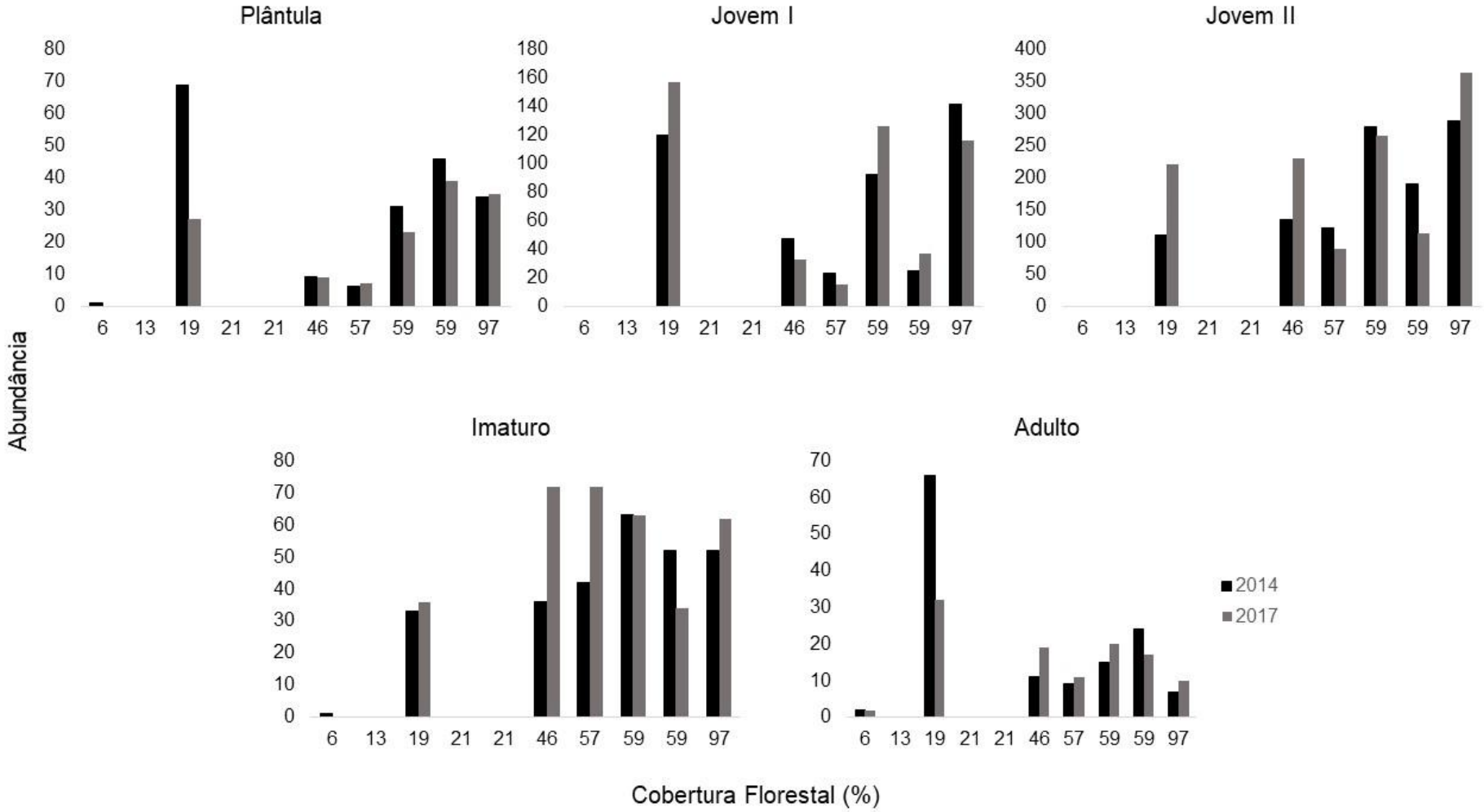

Figura 3. Abundância de *E. edulis* nos diferentes estádios ontogenéticos nos anos de 2014 e 2017 em um gradiente de cobertura florestal em dez fragmentos florestais amostrados na Floresta Atlântica do Sul da Bahia.

DISCUSSÃO

Este estudo representa uma contribuição sobre os efeitos da perda da CF na paisagem e de um evento de seca sobre a estrutura demográfica de *E. edulis*, espécie considerada chave para conservação da Floresta Atlântica. Ao contrário do esperado, o evento de seca regional não afetou a abundância de indivíduos de *E. edulis* em nenhum estádio ontogenético. Entretanto, de maneira geral, a redução da CF tem um efeito negativo sobre o número de indivíduos nos estádios de plântula, jovem 2 e imaturo em ambos os períodos avaliados. É importante ressaltar que não foi avaliada a influência da seca diretamente, e sim a resposta da estrutura demográfica das populações de *E. edulis* um ano e meio após o evento de seca prolongada.

Ao contrário do esperado, a estrutura demográfica de *E. edulis*, mesmo dos estádios ontogenéticos iniciais, não foi afetada pelo evento de seca regional. Levando em consideração que apenas em fragmentos florestais inseridos em paisagens com mais de 46% de CF foram amostrados indivíduos de *E. edulis* (exceto pelo remanescente com 19% de CF), é possível apenas sugerir que a quantidade de floresta no entorno destes fragmentos consegue tamponar a ação da seca e manter as populações de *E. edulis* constantes ao longo do tempo mesmo após uma perturbação severa. Foi possível observar em campo a presença de corpos d'água no fragmento de 19% de CF, bem como, nos fragmentos inseridos em paisagens com mais de 46% de CF. Uma amostragem de campo realizada em um gradiente climático (de seco à úmido) no Istmo do Panama, evidenciou que a densidade das espécies que são sensíveis à seca ocorreram com maior frequência no sentido à parte úmida do gradiente climático, evidenciando que períodos de seca têm um papel importante na distribuição de espécies que necessitam de alta disponibilidade de água (ENGELBRECHT et al., 2007).

O número de adultos não foi afetado pela seca ou pela redução da CF na paisagem. No entanto, o número de indivíduos nesse estádio independente do ano avaliado é considerado baixo. Para o manejo de *E. edulis* é recomendado um número mínimo de 50 adultos por hectare, valor encontrado em apenas um único sítio, para manter as populações viáveis nos fragmentos florestais (FRECKLETON et al. 2003). Portanto, ainda que não tenham ocorrido diferenças significativas na abundância de adultos entre as paisagens amostradas nos diferentes anos, é possível que a população de *E. edulis* na região tenha problemas de manutenção a

longo prazo. Em contrapartida, é possível observar que, de maneira geral, existe um número alto de juvenis, e este modelo de estrutura demográfica normalmente indica que uma população está estável ou em expansão (MARCOS; MATOS, 2003).

De modo geral, a CF na paisagem foi o fator determinante para explicar a abundância de plântula, jovem 2 e imaturo em imaturo em ambos os períodos avaliados. O número de plântulas pode ter sido afetado tanto por processos de limitação de fonte como por processos de limitação de dispersão. A redução de habitat disponível na paisagem compromete a riqueza e abundância de abelhas da tribo Meliponini (BROSI, 2009), que engloba importantes polinizadores de *E. edulis* (ZURBUCHEN et al., 2010). Além disso, as paisagens severamente desmatadas são mais homogêneas, pois apresentam matrizes de baixa complexidade estrutural (pasto e eucalipto), potencialmente induzindo a perda de espécies de polinizadores (MOREIRA; BOSCOLO; VIANA, 2015). Estes eventos podem estar ocorrendo nas paisagens amostradas com menor CF, comprometendo o sucesso reprodutivo da espécie, a produção de frutos e consequentemente o número de plântulas. Além disso, a redução da CF provoca grandes mudanças na comunidade de aves, onde ocorre uma substituição de espécies especialistas por generalistas e, em geral, diminuição de aves frugívoras (MORANTE-FILHO et al., 2015). Considerando que as aves frugívoras consomem maior quantidade de frutos em comparação com espécies que pertencem a outras guildas alimentares, que consomem frutos apenas esporadicamente (GARCIA; MARTINEZ, 2012; SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, 2017), a perda de aves frugívoras pode refletir em consequências para a dispersão de sementes de *E edulis.* Visto que as sementes de *E. edulis* são principalmente dispersadas por espécies de aves (GALETTI et al., 1999), é provável que esta interação ecológica esteja sendo comprometida nestes fragmentos, com consequências diretas para o funcionamento da floresta. Adicionalmente, esta substituição de espécies também implica em redução do tamanho corpóreo das aves frugívoras presentes em fragmentos inseridos em paisagens mais desmatadas (MORANTE-FILHO et al. em revisão; WALTER et al., 2017). Uma vez que as espécies generalistas tendem a possuir tamanho corpóreo menor, é esperado que estas consigam consumir e dispersar apenas as sementes menores *de E. edulis*, o que induziria a mudanças evolutivas no tamanho das sementes em áreas onde os grandes frugívoros estão extintos localmente ─ as severamente desmatadas.

Subsequentemente, essas mudanças tornam as sementes menores mais sensíveis às adversidades, comprometendo o banco de plântulas (GALETTI et al., 2013).

Os resultados relacionados à abundância de juvenis e imaturos corroboram estudos prévios que encontraram diminuição de juvenis de *E. edulis* em ambientes mais impactados (MARCOS; MATOS, 2003; MILANESI, 2012). A perpetuação das populações desta espécie depende da deposição de novas sementes em ambientes favoráveis para germinação, principalmente nos fragmentos mais impactados, e para isso, os dispersores são fundamentais. Dessa forma, a redução do número de indivíduos dos estádios de jovem 2 e imaturo pode ser reflexo de uma recente perda dos grandes dispersores de sementes de *E. edulis* nos fragmentos com menor CF na paisagem (MORANTE-FILHO et al., 2015).

É importante salientar que após o evento de seca prolongada que ocorreu no ano de 2015, o clima regional voltou ao considerado normal, e por isso, podemos apenas sugerir que neste cenário de seca isolada as populações de *E. edulis* não são afetadas. Entretanto, a longo prazo, não é possível afirmar que este padrão será mantido, pois é previsto que os períodos de escassez de água sejam cada vez mais frequentes como resposta as mudanças climáticas globais (MARENGO, 2008), podendo dessa maneira comprometer as populações de *E. edulis*.

REFERÊNCIAS

ALLEN, C. D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 660–684, 2010.

BENCHIMOL, M. et al. Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on Arecaceae diversity in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 384, p. 314–322, 2017.

BROSI, B. J. The complex responses of social stingless bees (Apidae: Meliponini) to tropical deforestation. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1830–1837, 2009.

BRUNA, E. M.; KRESS, J. W. Fragmentation and the demographic structure of an understory Amazonian herb (Heliconia acuminata). **Conservation Biology**, v. 16, n. 5, p. 1256–1266, 2002.

Centro de Previsões de Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - **CPTEC/INPE** (2018). Índice de Precipitação Padronizado (SPI) - monitoramento de seca. Disponível on line em: < http://clima1.cptec.inpe.br/spi/pt >

CURSI, P. R.; CICERO, S. M. Fruit processing and the physiological quality of Euterpe edulis Martius seeds. **Journal of Seed Science**, v. 36, n. 2, p. 134–142, 2014.

DEMIREVSKA, K. et al. Drought stress effects on Rubisco in wheat: changes in the Rubisco large subunit. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 31, n. 6, p. 1129, 2009.

ENGELBRECHT, B. M. J. et al. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. **Nature**, v. 447, n. 7140, p. 80–82, 2007.

Environmental Systems Research Institute (ESRI), (2014). ArcGIS Desktop Help 10.2 Geostatistical Analyst.

FAHRIG, L. Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population. **The Wildlife Society**, v. 61, n. 3, p. 603–610, 1997.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

FRECKLETON, R. P. et al. Predicting the impacts of harvesting using structured population models: the importance of densitydependence and timing of harvest for a tropical palm tree. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, n.5, p. 846–858, 2003.

GALETTI, M. et al. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. **Science**, v. 340, n. May, p. 1086–1090, 2013.

GALETTI, M; ZIPPARRO, V. B; MORELLATO, P. C. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland and Atlantic foest of Brazil. **Ecotropica,** v.5, p. 115-122, 1999.

GALETTI, M.; FERNANDEZ, J. C. Palm heart harvesting in the Brazilian atlantic forest: Changes in industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 2, p. 294–301, 1998.

GARCIA, D.; MARTINEZ, D. Species richness matters for the quality of ecosystem services: a test using seed dispersal by frugivorous birds. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 279, n. 1740, p. 3106–3113, 2012.

HENDERSON, A.; GALEANO, G.; BERNAL, R. Field guide to the palms of the Americas **Princeton University Press Princeton**. New Jersey, v. 352, 1995.

JORDANO, P. et al. Procesos de limitación demográfica. In: Valladares, F. (ed.) Ecología del Bosque Mediterráneo en un mundo cambiante. **Ministerio de Medio Ambiente** de España, p. 229–248, 2004.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2000. 531 p.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.

LUO, Z. et al. Responses of plant water use to a severe summer drought for two subtropical tree species in the central southern China. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 8, p. 1–9, 2016.

MARCOS, C. S.; MATOS, D. M. S. Estrutura de populações de palmiteiro (Euterpe edulis Mart.) em áreas com diferentes graus de impactação na Floresta da Tijuca, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 10, n. February, p. 27–37, 2003.

MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, 2008.

MILANESI, L. S. Dinâmica de uso da paisagem e sua infkuência nas características populacionais de *Euterpe edulis* Mart. **Dissertação**, 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa Nº 6. Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União, (Seção 1) v. 185, p. 75-83, 2008.

MORANTE-FILHO, J. C. et al. Birds in anthropogenic landscapes: The responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic forest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 6, p. 1–18, 2015.

MORANTE-FILHO, J. C. et al. Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. **Ecological Applications**, EM REVISÃO, 2018.

MOREIRA, E. F.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, p. 1–19, 2015.

MORI, S. A. et al. Southern Bahian moist forests. **The Botanical Review**, v. 49, n. 2, p. 155–232, 1983.

OLIVEIRA, L. C. Efeitos da perda de habitat na densidade de indivíduos e fenologia reprodutiva de Euterpe edulis na região sul da Bahia Ilhéus - Bahia. **Dissertação**, 2014.

PIZO, M. A.; VON ALLMEN, C.; MORELLATO, L. P. C. Seed size variation in the palm Euterpe edulis and the effects of seed predators on germination and seedling survival. **Acta Oecologica**, v. 29, n. 3, p. 311–315, 2006.

PORTELA, R. D. C. Q.; BRUNA, E. M.; MAËS DOS SANTOS, F. A. Demography of palm species in Brazil's Atlantic forest: A comparison of harvested and unharvested species using matrix models. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 8, p. 2389–2403, 2010.

REIS, M. S. DOS et al. Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic Rain Forest : The Case Study of Palm Heart (*Euterpe edulis* Martius) Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 894–902, 2000.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RIGUEIRA, D. M. G.; DA ROCHA, P. L. B.; MARIANO-NETO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: Resources for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, p. 3141–3163, 2013.

SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E. Drivers of species role in avian seed-dispersal mutualistic networks. **Journal of Animal Ecology**, v. 12, n. 10, p. 3218–3221, 2017.

SILVA, M. D. G. C. P. C.; MARTINI, A. M. Z.; ARAÚJO, Q. R. DE. Estrutura populacional de Euterpe edulis Mart. no Sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 2, p. 393–403, 2009.

SOARES, L. A. S. S. IMPLICAÇÕES DA PERDA DE HABITAT PARA A ESPÉCIE *Euterpe edulis*. **Dissertação**, 2014.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143,

n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TERBORGH, J. Keystone plant resources in the neotropical forest. P. 320-244. In: M.E. Soulé (ed.), Conservation Biology, the science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland. 584p, 1986

THOMAS, W. M. W. et al. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, p. 311–322, 1998.

THOMAS, W. W. Natural vegetation types in southern Bahia. **Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia**. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, p. 1-4, 2003.

THOMPSON, C. M.; MCGARIGAL, K. The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA). **Landscape Ecology**, v. 17, n. 6, p. 569–586, 2002.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, 2000.

VÉLEZ-GARCÍA, F. Diversidade taxonômica e funcional de pequenos mamíferos em paisagens antrópicas da Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. **Tese de doutorado**, Universidade Estadual de Santa Cruz, 2016.

VIRILLO, C. B. et al. Is size structure a good measure of future trends of plants populations? Na empirical approach using five woody species from the Cerrado (Brazilian savanna). **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 3, p. 593–600, 2011.

ZURBUCHEN, A. et al. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 669–676, 2010.

MATERIAL SUPLEMENTAR

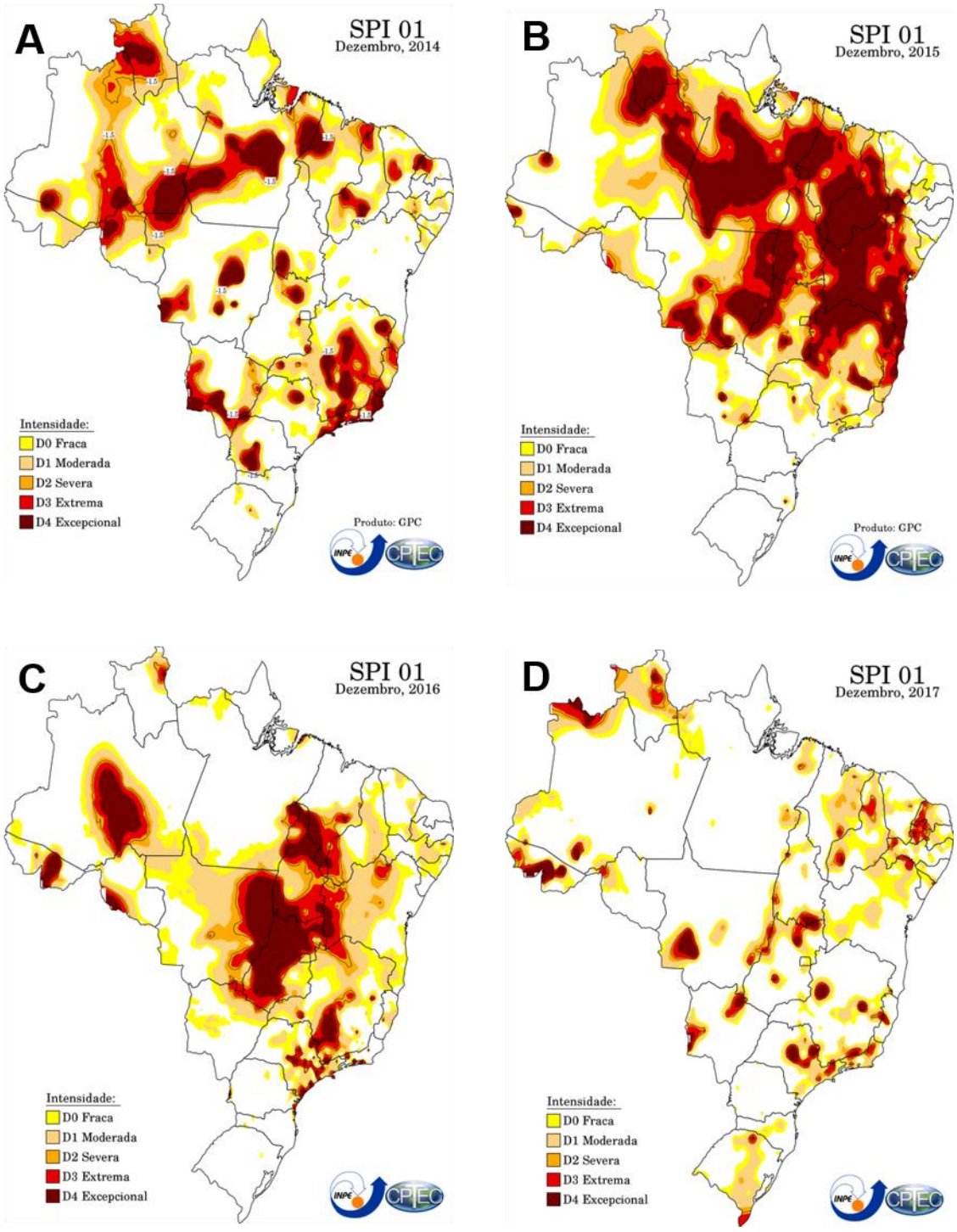

Figura S1. Mapas do Índice de Precipitação Padronizado (SPI) disponibilizados pelo Centro de Previsões de Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC/INPE) referentes ao mês de dezembro para o Brasil**.** Mapa de SPI referentes aos anos de: A) 2014; B) 2015; C) 2016 e D) 2017.

CONCLUSÕES GERAIS

De maneira geral, os resultados alcançados por meio desta dissertação permitiram ampliar o conhecimento sobre as influências antropogênicas (redução da cobertura florestal na paisagem) e abióticas (alterações do microclima local e regional - seca prolongada), sobre a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis*.

As principais conclusões obtidas neste estudo foram:

1. A redução da cobertura florestal em escala de paisagem não afetou o microclima no interior dos fragmentos florestais.

2. O microclima no interior de fragmentos florestais não influenciou a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis*.

3. O histórico das duas regiões estudadas é um fator determinante na presença da espécie. Na região Sul, sugere-se que a persistência de *E. edulis* está severamente comprometida em áreas desmatadas, possivelmente devido ao intenso extrativismo do palmito. A redução da cobertura florestal na paisagem afetou a presença/ausência de *E. edulis* nos estádios ontogenéticos de jovem 1, jovem 2 e imaturo na região Sul. Já na região Norte, a redução da cobertura florestal na paisagem afetou a abundância de *E. edulis* apenas no estádio de plântula.

4. Um evento de seca prolongada não afetou a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis*.

5. A redução de porcentagem de cobertura florestal na paisagem influenciou negativamente a estrutura demográfica ontogenética de *E. edulis* nos estádios de plântula, jovem 2 e imaturo em ambos os anos avaliados.

Diante do exposto, nossos resultados apontam que a persistência de *E. edulis* está severamente comprometida na região Sul, possivelmente devido ao forte histórico de extração ilegal da espécie. Constatamos que fragmentos apresentando < 20% de CF são mais vulneráveis à extinção local nesta região, e por isso necessitam de uma combinação de esforços de conservação a fim de reverter a situação atual incluindo (i) a reintrodução da espécie nesta região; (ii) aumento de fiscalização e programas de educação ambiental para conter o intenso extrativismo ilegal, e (iii) a restauração destas áreas para atrair a chegada de seus importantes dispersores. Por se tratar de uma espécie-chave consumida por uma grande

variedade de animais frugívoros (GALETTI et al., 2013), esta estratégia permitiria aumentar a associação com estes animais e potenciais dispersores a fim de manter os processos ecológicos fundamentais para o funcionamento dos fragmentos de Floresta Atlântica. Diferentemente, na região Norte sugerimos a manutenção de alta CF de forma a potencializar a manutenção de populações viváveis de *E. edulis*. Além disso, destacamos a importância em manter a CF > 20%, pois os resultados obtidos evidenciam que estes fragmentos conseguem manter populações *de E. edulis* mesmo após eventos severos de seca na região.