



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Karoline Aparecida Baggio

**Estrutura populacional, distribuição espacial e dispersão de *Euterpe edulis* Mart. em  
Mata Atlântica do Interior**

Florianópolis

2022

Karoline Aparecida Baggio

**Estrutura populacional, distribuição espacial e dispersão de *Euterpe edulis* Mart. em  
Mata Atlântica do Interior**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação  
em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina  
como requisito parcial para a obtenção do título de  
Mestra em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Luís Hettwer Giehl  
Coorientador: Prof. Dr. José Flávio Cândido Jr.

Florianópolis

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Baggio, Karoline Aparecida  
Estrutura populacional, distribuição espacial e  
dispersão de *Euterpe edulis* Mart. em Mata Atlântica do  
Interior / Karoline Aparecida Baggio ; orientador, Eduardo  
Luís Hettwer Giehl, coorientador, José Flávio Cândido  
Junior, 2022.  
84 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós  
Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Ecologia vegetal. 3. Interação animal  
planta. 4. Conservação. 5. Integridade ecológica. I. Giehl,  
Eduardo Luís Hettwer. II. Cândido Junior, José Flávio. III.  
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós  
Graduação em Ecologia. IV. Título.

Karoline Aparecida Baggio

**Estrutura populacional, distribuição espacial e dispersão de *Euterpe edulis* Mart. em  
Mata Atlântica do Interior**

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 29 de julho de 2022, pela banca  
examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.(a) Débora Cristina Rother, Dr.(a)  
Instituição Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Prof. Nivaldo Peroni, Dr.  
Instituição Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado  
para obtenção do título de Mestra em Ecologia.

---

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

---

Prof. Eduardo Luís Hettwer Giehl, Dr.  
Orientador

Florianópolis, 2022.

Aos meus pais e mestres,  
que acreditaram em mim quando eu não fui capaz de fazê-lo.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus pais, Rosane e Arnaldo, por despertarem em mim o amor, respeito e curiosidade pela natureza que me trouxe até aqui. Agradeço por todo apoio técnico, financeiro e emocional durante esta jornada. Eu amo vocês incondicionalmente.

Agradeço ao meu companheiro Gabriel, que esteve comigo em campo subindo e descendo ladeira, comendo marmitta fria, subindo em palmito e me apoiando nos momentos de crise dentro e fora do mato. Sem você comigo em campo, ou em casa me dizendo que ia dar certo, não teria dado certo mesmo. Muito obrigada.

Agradeço ao meu orientador, Eduardo, pela paciência, confiança, e compreensão. Foi um desafio imenso para ambos fazer acontecer um trabalho quase que completamente a distância, mas é isso, conseguimos! Foi uma honra pra mim ter a oportunidade de trabalhar com um orientador tão gentil e inteligente, que soube ensinar sem nunca me fazer sentir menos. Também agradeço ao meu coorientador, Jose Flávio, que foi o responsável por despertar meu amor pela ecologia, e foi quem me incentivou a seguir nessa direção por mais alguns anos.

Agradeço imensamente aos proprietários das áreas, Ivo Fávero (Matelândia) e Maicon Boito e família (Céu Azul) por autorizarem as coletas nos fragmentos; não só, pois foram sempre muito queridos e prestativos naquilo em que precisamos. Agradeço também ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pelo suporte técnico e autorização para realizar as coletas, e aos vigias do PIC- Céu Azul, especialmente ao Valdecir, pela troca de experiências sobre campo.

Agradeço à UFSC pelo suporte físico e financeiro, e aos colegas do Laboratório de Diversidade e Conservação (div&con) que ensinaram tanto sobre ecologia quanto sobre como um laboratório também pode ser família. Também agradeço a todos os colegas da turma do mestrado por estarem dispostos a dividir e amparar, fazendo eu me sentir parte da turma mesmo aqui em outro estado. Também agradeço ao Laboratório de Ecologia e Conservação (Unioeste) por me acolherem tão bem por tanto tempo. Ainda, agradeço imensamente aos membros da banca, professores Dra. Débora Cristina Rother, Dr. Nivaldo Peroni, Dr. Carlos Rodrigo Brocardo e Dra. Michele de Sá Dechoum, pela disponibilidade e contribuições ao trabalho.

Agradeço muito a cada um que contribuiu com um pedacinho dessa história. À Márcia e Andryellen, que muito gentilmente cederam pouso quando não havia bolsa nem alojamento disponível. À Ana Cristina e Rafaelle (LIEB-Unioeste), aos meus pais, tios e amigos pela ajuda em campo e empréstimo de equipamentos durante as coletas. Agradeço também a todos os demais que estiveram direta e indiretamente envolvidos nesta pesquisa.

Finalmente, mas não menos importante, agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa de mestrado (processo 88887.642988/2021-00), que foi o que permitiu a execução deste trabalho.

Biologists are unwitting participants in nature's Shadow Play. (SHIPLEY, 2004, 1)

## RESUMO

A conversão e degradação de habitats são graves ameaças à integridade ecológica, e têm impactos diretos e indiretos sobre os organismos. Os impactos indiretos podem ocorrer por meio de alterações nas condições ambientais, pela perda de interações mutualísticas, ou ambos. Plantas que dependem da fauna para dispersão são especialmente afetadas pela degradação ambiental - esse é o caso de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae). Apesar da espécie ser bastante estudada, poucos trabalhos integraram desde características do ambiente até gargalos potencialmente resultantes de interações bióticas aos dados de estrutura de suas populações. Assim, o principal objetivo deste trabalho foi avaliar quais os efeitos da degradação ambiental sobre a estrutura populacional, distribuição espacial e dispersão de *E. edulis* na Mata Atlântica do Interior. Inicialmente, selecionamos dois remanescentes florestais com distintos graus de degradação na região oeste do Paraná, onde coletamos a densidade de recrutas a distâncias crescentes de indivíduos adultos de *E. edulis* selecionados. Para avaliar a dispersão efetiva da espécie, realizamos uma amostragem similar sob a copa de grandes árvores, que poderiam estar sendo utilizadas como poleiros por aves. Observamos que no local sob maior grau de degradação, os recrutas se distribuíram de forma mais agregada e sob maiores densidades próximo aos parentais, o que aponta para uma baixa atividade de dispersores neste local. Por outro lado, observamos uma distribuição de recrutas de *E. edulis* sob a copa de grandes árvores, o que sugere que a dispersão está ocorrendo em ambos os remanescentes. Então, passamos a buscar quais eram os fenômenos responsáveis por estes padrões observados. Para isso, combinamos desde características do ambiente até gargalos potencialmente resultantes de interações bióticas aos dados de estrutura populacional para melhor entender a viabilidade de populações da espécie, testando uma hipótese de regulação populacional em função da integridade ecológica. Para testar esta hipótese, utilizamos um Modelo de Equações Estruturais Bayesiano para avaliar os efeitos da integridade ecológica, medida por meio de um índice, sobre o destino das sementes e sobre a abundância de recrutas de *E. edulis* em quatro remanescentes florestais localizados na região da Mata Atlântica do Interior (Paraná, Brasil). Nossa hipótese principal foi corroborada, uma vez que encontramos relações diretas e indiretas entre a integridade do habitat e a estrutura populacional de *E. edulis*. Segundo nossos modelos, a predação e o número de sementes disponíveis diminuíram com o aumento da integridade do habitat. Já para a abundância de indivíduos Imaturos, a relação com a integridade foi positiva. Estes resultados sugerem diferentes gargalos para o estabelecimento de indivíduos de *E. edulis*, especialmente relacionados a fatores bióticos para estágios de desenvolvimento mais iniciais e às condições ambientais para indivíduos mais velhos.

**Palavras-chave:** integridade ecológica; interação animal-planta; conservação.



## RESUMO EXPANDIDO

### Introdução

A conversão e degradação de habitats são graves ameaças à integridade ecológica, e têm impactos diretos e indiretos sobre os organismos. Os impactos indiretos podem ocorrer por meio de alterações nas condições ambientais, pela perda de interações mutualísticas, ou ambos. Plantas climácicas e que dependem da fauna para dispersão são especialmente afetadas pela degradação ambiental - esse é o caso de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae). Apesar de a espécie ser bastante estudada, poucos trabalhos integraram desde características do ambiente até gargalos potencialmente resultantes de interações bióticas aos dados de estrutura de suas populações. Também, pouco se sabe sobre o estado das populações de *E. edulis* na Mata Atlântica em suas porções mais distantes da costa (Mata Atlântica do Interior).

### Objetivos

Este trabalho se divide em dois capítulos com objetivos complementares. No primeiro capítulo, buscamos descrever e contrastar as populações de *Euterpe edulis* de dois remanescentes de Mata Atlântica do Interior, e determinar como a estrutura da população poderia ser afetada pela degradação ambiental ou diferenças na dispersão efetiva, medida por meio da abundância de regenerantes sob árvores-poleiro. Já no segundo capítulo, nosso objetivo foi avaliar a estrutura populacional de *E. edulis* em remanescentes florestais com diferentes graus de integridade ecológica na Mata Atlântica do Interior, e determinar como características do ambiente e fatores bióticos podem condicionar a estruturação de suas populações. Nossa hipótese era que a redução da integridade ecológica afeta a estrutura e reduz a viabilidade de populações de *Euterpe edulis*, uma vez que com a redução da integridade, a adequação ambiental e frequência de interações bióticas são reduzidas gerando gargalos na regeneração da espécie.

### Metodologia

Para o primeiro capítulo, selecionamos dois remanescentes florestais com distintos graus de degradação na região oeste do Paraná (Brasil), onde coletamos a densidade de recrutas a distâncias crescentes de indivíduos adultos de *E. edulis* selecionados. Para avaliar a dispersão efetiva da espécie, realizamos uma amostragem similar sob a copa de grandes árvores, que poderiam estar sendo utilizadas como poleiros por aves. No segundo capítulo, ampliamos o número de remanescentes florestais amostrados para quatro, ainda na região oeste do Paraná. Em cada área, estabelecemos parcelas onde coletamos a densidade de adultos de *E. edulis*, a cobertura de dossel, a densidade e o diâmetro à altura do peito (DAP) das árvores com DAP  $\geq 10$  cm. Os dados da estrutura da vegetação e tamanho dos remanescentes foram então combinados em um índice de integridade ecológica. Realizamos ainda buscas ativas por adultos de *E. edulis* em cada remanescente, a partir dos quais foram contabilizados e classificados seus recrutas. Próximo a cada um destes adultos, instalamos também um experimento de remoção e predação de frutos. Foi ajustado um Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM) para a remoção, predação e proporção de sementes disponíveis em cada local, a partir dos quais calculamos valores previstos para cada um dos destinos das sementes. A remoção prevista e os demais dados foram inseridos em um Modelo de Equações Estruturais Bayesiano (BSEM). Nesse modelo, avaliamos efeitos diretos e indiretos da integridade ecológica sobre destino das sementes e sobre a abundância de recrutas de *E. edulis*.

### Resultados e Discussão

Observamos, no primeiro capítulo, que no local sob maior grau de degradação os recrutas de *E. edulis* se distribuíram de forma mais agregada e sob maiores densidades próximo aos parentais, o que aponta para uma baixa atividade de dispersores neste local. Por outro lado, observamos uma distribuição de recrutas de *E. edulis* sob a copa de árvores-poleiro e distantes de qualquer parental mesmo no local degradado, o que sugere que a dispersão está ocorrendo em ambos os remanescentes florestais. Quanto ao segundo capítulo, observamos valores mais altos de integridade ecológica no maior remanescente florestal, que apresentou cobertura de dossel média de  $81 \pm 5\%$  e 870 árvores/ha. As populações de *E. edulis* foram similares no maior remanescente e no fragmento mais isolado, com densidade de adultos de 116 e 92 indivíduos/ha, respectivamente, e com recrutas distribuídos em todos os estágios de desenvolvimento. Quanto ao destino dos frutos, observamos alta remoção no maior remanescente e no fragmento mais próximo a ele (>80%). Nossa hipótese principal foi corroborada, uma vez que encontramos relações diretas e indiretas entre a integridade do habitat e a estrutura populacional de *E. edulis*. Segundo nossos modelos, a predação e o número de sementes disponíveis diminuíram com o aumento da integridade do habitat. Já para a abundância de indivíduos Imaturos, a relação com a integridade foi positiva. Estes resultados sugerem diferentes gargalos para o estabelecimento de indivíduos de *E. edulis*, especialmente relacionados a fatores bióticos para estágios de desenvolvimento mais iniciais (Plântulas) e às condições ambientais para indivíduos mais velhos (Imaturos).

### **Considerações finais**

Neste trabalho demonstramos como a degradação ambiental afeta a viabilidade das populações de *Euterpe edulis*, com impactos sobre a estrutura de suas populações, sua distribuição espacial, e sobre a ocorrência de dispersão da espécie. No primeiro capítulo, observamos que em um local sob maior grau de degradação os recrutas de *E. edulis* estão mais agregados sob maiores densidades próximo aos indivíduos parentais. Também observamos que árvores-poleiro parecem relevantes para a dinâmica populacional de *E. edulis*. No capítulo dois, nossos resultados demonstram que a integridade ecológica, representada pela interação entre fatores da paisagem, dos locais em si e funcionamento ecológico, afeta a abundância de recrutas e de sementes de *E. edulis* disponíveis para germinação, levando a efeitos indiretos sobre a abundância de recrutas. Resta indagar quais são as condições de outros remanescentes florestais da Mata Atlântica do Interior, e qual é a viabilidade da manutenção de populações da espécie nestes locais.

**Palavras-chave:** Ecologia vegetal. Integridade ecológica. Palmito-juçara.

## ABSTRACT

Habitat conversion and degradation are serious threats to ecological integrity, and have direct and indirect impacts on organisms. Indirect impacts can occur through changes in environmental conditions, by loss of mutualistic interactions, or both. Thus, plants that depend on animals for dispersal are especially affected by environmental degradation - the case of *Euterpe edulis* Mart. Although the species is widely studied, few studies have integrated data on its population structure, from environmental characteristics to bottlenecks potentially resulting from biotic interactions. Thus, the main aim of this work was to evaluate the effects of environmental degradation on the population structure, spatial distribution and dispersal of *E. edulis* in the Interior Atlantic Forest. Initially we selected two forest remnants with distinct degrees of degradation in the western region of Paraná, where we collected the density of recruits at increasing distances from selected adult individuals of *E. edulis*. To assess the effective dispersal of the species we conducted a similar sampling under the canopy of large trees, that might be used as perches by birds. We observed that at the site under higher degree of degradation, *E. edulis* saplings were distributed in a more aggregated pattern and under higher densities near the adult palms, which points to a low activity of dispersers here. On the other hand, we observed a distribution of *E. edulis* recruits under the canopy of large trees that suggests that dispersal is occurring at both sites. We then began to search for the phenomena responsible for these observed patterns. We combined both environmental characteristics to bottlenecks potentially resultant from biotic interactions, to population structure data to better understand the viability of *E. edulis* populations, testing a hypothesis of population regulation as a function of ecological integrity. To test this hypothesis, we used a Bayesian Structural Equation Model to assess the effects of ecological integrity, measured using an index, on seed fate and recruit abundance of *E. edulis* in four forest remnants located in the Interior Atlantic Forest (Paraná, Brazil). Our main hypothesis was corroborated since we found direct and indirect relationships between habitat integrity and population structure of *E. edulis*. Seed predation and the proportion of available seeds decreased with increasing habitat integrity. For the abundance of immature individuals, in turn, the relationship with integrity was positive. These results suggest different bottlenecks for the establishment of *E. edulis* individuals, especially related to biotic factors for earlier developmental stages and to environmental conditions for older individuals.

.

**Keywords:** ecological integrity; animal-plant interaction; conservation.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Dados sobre a distribuição e estrutura populacional de *Euterpe edulis* ao longo das fitofisionomias da Mata Atlântica Brasileira ..... 23
- Figura 2 – Range map of *Euterpe edulis* Mart. throughout the Brazilian Atlantic Forest, highlighting the location of the sampling sites in the municipalities of Cascavel (fragment) and Céu Azul (reference site) in western Paraná State, Brazil ..... 28
- Figura 3 – Summary of the sampling design, depicting transects starting from either 1) *Euterpe edulis* adults or 2) perch-trees. Each transect (b) had several plots (a) where saplings were counted at distinct development stages. Illustration by Gabriel Barreto ..... 31
- Figura 4 – Population structure of *Euterpe edulis* as the distribution of saplings at distinct development stages in the reference site and in the fragment (left panel) and details of the structure nearby the adult-palms and perch-trees in the fragment (top-right) and in the reference site (bottom-right). To aid visualization, *E. edulis* abundances were log-transformed ..... 33
- Figura 5 – Abundance of *Euterpe edulis* saplings with increasing distances from adult-palms (left column) or perch-tree (right column), for the pooled data of all saplings (a and d), for pooled data of Seedlings and Juveniles (b and e) or for Immatures only (c and f). Solid and dashed lines indicate fitted distance-decay relationships (GLMM) ..... 33
- Figura 6 – Spatial dispersion of *Euterpe edulis* saplings by development stage nearby either adult-palms (a) or perch-trees (b) and for either the fragment or reference site. Spatial dispersion is represented by the standardized version of the Morisita index, where interpretation is as follows: -1 to -0.5 (regular); -0.49 to +0.49 (random); +0.5 to +1 (aggregated) ..... 35
- Figura 7 – Localização das áreas de coleta, onde observam-se os fragmentos amostrados na região do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), no Parque Ambiental de Cascavel (PAC), no Fragmento em Matelândia (FMT), e no Fragmento em Céu Azul (FCA) ..... 47
- Figura 8 – Valor dos parâmetros do índice de integridade ecológica de quatro remanescentes florestais na Mata Atlântica de Interior. A soma dos parâmetros resulta no valor de integridade ecológica para cada área, sendo que locais mais íntegros apresentam

valores próximos a três. Remanescentes: FCA (Fragmento em Céu Azul), PAC (Parque Ambiental de Cascavel), FMT (Fragmento em Matelândia) e PNI (Parque Nacional do Iguaçu) .....	53
Figura 9 – Padrões do experimento de remoção e predação de sementes de <i>Euterpe edulis</i> em remanescentes de Mata Atlântica de Interior, onde (a) observa-se uma relação quadrática entre o número de frutos no experimento e a remoção, e (b) que o número de sementes disponíveis (não removidas ou predadas) é menor quando há oferta de quantidades intermediárias de frutos .....	55
Figura 10 – Proporções de remoção de frutos e de abundância de sementes de <i>Euterpe edulis</i> disponíveis em remanescentes de Mata Atlântica de Interior. (a) Observa-se que a proporção de remoção foi maior os remanescentes de maior e menor integridade ecológica (PNI e FCA); (b) O número de sementes disponíveis após o experimento foi menor no local mais íntegro avaliado (PNI). Letras distintas indicam grupos estatisticamente distintos .....	55
Figura 11 – Estrutura etária das populações de <i>Euterpe edulis</i> avaliadas em quatro remanescentes florestais de Mata Atlântica de Interior. As abundâncias foram logaritimizadas para melhor visualização .....	55
Figura 12 – Eventos de exploração de <i>Euterpe edulis</i> registrados em FMT, onde (a) nota-se o indivíduo Imaturo de <i>E. edulis</i> , em pé, sem a coroa (folhas e meristema apical), o que indica a ação de predadores como <i>Sapajus nigritus</i> , e (b) indivíduos adultos de <i>E. edulis</i> cortados e com o meristema apical (palmito) removido, o que indica ação predatória humana .....	56
Figura 13 – Efeitos diretos e indiretos da integridade ecológica sobre o destino dos frutos e sementes e sobre a estrutura populacional de <i>Euterpe edulis</i> . * = Caminhos relevantes estatisticamente (intervalo de credibilidade bayesiano distinto de zero para o coeficiente). O sinal do coeficiente indica direção das relações determinadas pelos dados .....	57

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Informações sobre estrutura populacional de <i>E. edulis</i> no Brasil. Aplicamos uma classificação de estágios de desenvolvimento simplificada em indivíduos adultos (indivíduos com estrutura reprodutiva ou com sinais de já terem reproduzido) ou recrutas (os demais indivíduos que não adultos). NI = não informado .....	21
Tabela 2 – Caracterização dos remanescentes florestais amostrados neste trabalho. Os remanescentes receberam identificações pelas quais passarão a ser referenciados ao longo do texto .....	47
Tabela 3 – Caracterização ambiental de quatro remanescentes florestais de Mata Atlântica de Interior (FOM e FES) no Oeste do Paraná, Brasil .....	53
Tabela 4 – Estimativa das densidades de jovens e adultos de <i>Euterpe edulis</i> em quatro remanescentes florestais no Oeste do Paraná .....	56
Tabela 5 – Lista de espécies consumidores de frutos e sementes de <i>E. edulis</i> registradas em literatura, e um novo registro feito pela autora .....	75

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BSEM	Modelos de Equações Estruturais Bayesianas
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CBH	Circumference at Breast Height
CNP	Cascavel Natural Park
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
DAS	Diâmetro à Altura do Solo
FCA	Fragmento em Céu Azul - PR
FES	Floresta Estacional Semidecidual
FMT	Fragmento em Matelândia - PR
FOD	Floresta Ombrófila Densa
FOM	Floresta Ombrófila Mista
GLMM	Modelo Linear Generalizado Misto
INP	Iguaçu National Park
LN	Log-transformed
PAC	Parque Ambiental de Cascavel
PNI	Parque Nacional do Iguaçu
PPP	Posterior Predictive Probability
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	16
<b>2</b>	<b>DESENVOLVIMENTO</b> .....	25
2.1	POPULATION STRUCTURE, AGGREGATION, AND DISPERSAL OF <i>Euterpe edulis</i> MART. AT TWO SITES OF INTERIOR ATLANTIC FOREST .....	25
2.1.1	<b>Introduction</b> .....	25
2.1.2	<b>Material and Methods</b> .....	28
2.1.3	<b>Results</b> .....	32
2.1.4	<b>Discussion</b> .....	35
2.1.5	<b>Acknowledgments</b> .....	38
2.1.6	<b>Author Contributions</b> .....	38
2.1.7	<b>References</b> .....	39
2.2	EFEITOS DA INTEGRIDADE ECOLÓGICA SOBRE A ESTRUTURA POPULACIONAL E DESTINO DAS SEMENTES DE <i>Euterpe edulis</i> MART. EM MATA ATLÂNTICA DO INTERIOR .....	44
2.2.1	<b>Introdução</b> .....	44
2.2.2	<b>Material e Métodos</b> .....	44
2.2.3	<b>Resultados</b> .....	52
2.2.3.1	<i>Caracterização ambiental e índice de integridade ecológica</i> .....	52
2.2.3.2	<i>Destino dos frutos e sementes de <i>Euterpe edulis</i></i> .....	53
2.2.3.3	<i>Estrutura populacional de <i>Euterpe edulis</i> sob diferentes condições de integridade ecológica</i> .....	55
2.2.3.4	<i>Análise de caminhos para o destino dos frutos e abundância de recrutas de <i>E. edulis</i></i> .....	57
2.2.4	<b>Discussão</b> .....	58
2.2.5	<b>Agradecimentos</b> .....	62
2.2.6	<b>Contribuições dos Autores</b> .....	62
2.2.7	<b>Referencias</b> .....	63
<b>3</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	70
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	73
	APENDICE A - CONSTRUÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE .....	81
	APENDICE B – REVISÃO DE LITERATURA: VERTEBRADOS CONSUMIDORES DE <i>Euterpe edulis</i> .....	82



## 1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são ambientes chave para a sustentabilidade global. A alta produtividade das florestas tropicais implica em uma alta taxa de sequestro de carbono da atmosfera, o que é essencial para a mitigação das mudanças climáticas (ERB *et al.*, 2018; SULLIVAN *et al.*, 2020). A produtividade destas regiões também se correlaciona com sua alta diversidade biológica (DIRZO; RAVEN, 2003; OLSON *et al.*, 2001; TOWNSEND *et al.*, 2009). Existem regiões específicas das florestas tropicais consideradas pontos quentes (*hotspots*) de biodiversidade, posto sua alta diversidade e endemismos. Tais *hotspots*, que cobrem ~1,4% da superfície terrestre, abrigam aproximadamente 44% das espécies de plantas vasculares e 35% das espécies de mamíferos, aves, répteis e anfíbios conhecidos (MYERS *et al.*, 2000), o que tornam estas regiões prioritárias para a conservação da biodiversidade global (MYERS, 1988; MYERS *et al.*, 2000). Apesar de sua importância biológica e socioeconômica (MACKEY *et al.*, 2020; ODUM, 1989) os ecossistemas tropicais enfrentam uma série de ameaças, que variam desde a conversão de habitats até alterações no seu funcionamento (BARLOW *et al.*, 2016; BAWA; DAYANANDAN, 1997).

A conversão e degradação de habitats são uma ameaça à biodiversidade pois dificultam a manutenção da integridade dos habitats. A integridade ecológica, ou integridade de habitat, é uma medida de correspondência de um dado habitat com suas condições ambientais antes da exploração e/ou alterações humanas, ou seja, quão pristino um ambiente é (ANDREASEN *et al.*, 2001; KARR, 1996). O conceito de integridade biológica descreve a capacidade de um habitat em manter um sistema biológico integrado, balanceado e adaptativo, considerando recursos (*e.g.* genes e espécies) e processos (*e.g.* interações bióticas e dinâmica de nutrientes) esperados no ambiente natural daquela região (KARR, 1996). A integridade ecológica não supõe que o ambiente em seu estado natural esteja isento de perturbações, uma vez que estas ocorrem naturalmente em todos os ecossistemas, variando o grau e periodicidade caso a caso (CONNELL; SOUSA, 1983; PAUSAS; KEELEY, 2009).

Posto que as ações antrópicas são as principais causas da perda de integridade ecológica, é preciso considerar que diferentes ações acarretam diferentes graus de alteração. As perdas de integridade ecológica podem ocorrer por meio da destruição, degradação ou perturbação de habitat (TOWNSEND *et al.*, 2009). A destruição de

hábitats pode ser definida como uma redução no número de habitats disponíveis, por meio da descaracterização radical do ambiente (*e.g.* desmatamento e conversão de habitats) (TOWNSEND *et al.*, 2009). Com a destruição, os habitats remanescentes se tornam menores e mais isolados entre si, ou seja, fragmentados (FAHRIG, 2003). Já a degradação pode ser definida como qualquer alteração adversa das características, seja física, química ou biológica, do meio ambiente (BRASIL, 1981; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 1986). Em alguns casos, a degradação pode ter efeitos tão ou mais devastadores que a destruição de habitats (QIN *et al.*, 2021). Também, é possível que o impacto seja menor e mais pontual, podendo ou não causar alguma resposta na espécie de interesse - assim é caracterizada a perturbação ambiental (UNDERWOOD, 1989). A discriminação entre os níveis de impacto das ações humanas sobre os habitats não é estanque, com definições que muitas vezes se sobrepõe entre diferentes autores (como para SUTHERLAND, 1990).

Definir o que é integridade ecológica e como ela pode ser perdida é difícil, e mensurar esta integridade é ainda mais desafiador (KARR, 1996). Nesse sentido, o uso de indicadores é uma ferramenta útil. Indicadores são variáveis capazes de prover informações, quando em conjunto, sobre fenômenos complexos (KANDZIORA *et al.*, 2013). Isso permite mensurar condições ambientais, além de estabelecer e atingir metas durante a gestão de áreas protegidas (HEINK; KOWARIK, 2010). ANDREASEN *et al.* (2001) sugerem que índices de integridade ecológica devem conter ao menos três grupos de indicadores: i) composição, ii) estrutura e iii) funcionamento ecológico. Indicadores de composição se referem às espécies associadas a dado ecossistema; nesse sentido, é possível utilizar indicadores gerais como riqueza de espécies, ou ainda específicos como riqueza de grupos de espécies (*e.g.* bioindicadores, espécies exóticas etc.). Já indicadores de estrutura se referem a condições ambientais, como abertura de dossel ou tamanho da área. Por fim, indicadores de funcionamento compreendem medidas de dinâmicas ecológicas, como herbivoria, produtividade primária, ou mesmo regimes de fogo (ANDREASEN *et al.*, 2001; DALE; BEYELER, 2001). Muitos destes indicadores já são utilizados na avaliação de ecossistemas (DIAS NETO *et al.*, 2009), mas sua aplicação em um índice de valor único pode facilitar o entendimento e mensuração de um fenômeno que é bastante complexo. Ainda, por meio de índices é possível estabelecer valores de referência em áreas com maior integridade ecológica, como deveria ser o caso de unidades de conservação, e compará-las com áreas degradadas (ANDREASEN *et al.*, 2001; GRANTHAM *et al.*, 2020).

A intensidade da destruição e degradação de habitats pode variar entre diferentes regiões. No Brasil, observam-se diferentes graus de degradação ambiental graças, entre outros, à heterogeneidade de ambientes ao longo do país (LEITÃO FILHO, 1987; IBGE, 2020). Na Mata Atlântica, um dos fatores chave para a exploração dos habitats foi a topografia (TABARELLI *et al.*, 2012). Atualmente, os maiores remanescentes da ecorregião estão restritos a áreas com altitude >1.200 m e topografia acidentada (TABARELLI *et al.*, 2012; VIANA, 1990), como as regiões da Serra do Mar. Nesse sentido, o estabelecimento de legislações como a lei do SNUC (Lei Federal nº 9.985/2000) e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal nº 12.651/2012) são de extrema relevância, já que determinam o estabelecimento de áreas protegidas ao longo de todas as regiões brasileiras com objetivo de proteger a biodiversidade e os recursos naturais nacionais (BRASIL, 2000; BRASIL, 2012). A Lei 12.651/2012 é um avanço ao menos no sentido de que regula o uso e ocupação do solo, tornando obrigatória a manutenção de áreas protegidas e remanescentes de vegetação nativa em propriedades rurais. Entretanto, a existência dos remanescentes não assegura que estes irão cumprir seus objetivos como determinado por lei, já que boa parte destas áreas são pequenas (<50 ha) e isoladas (RIBEIRO *et al.*, 2009), e permanecem sujeitas a todas as consequências da perda de habitat e fragmentação associadas.

A degradação afeta diretamente a qualidade do habitat, com impactos diretos e indiretos sobre as espécies associadas, levando à perda de biodiversidade (KAGEYAMA *et al.*, 1998; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; PIRES *et al.*, 2006; WILLIS, 1979). A degradação também implica a perda de estabilidade e resiliência dos ecossistemas, que se tornam mais sensíveis a outros impactos, sejam eles antrópicos ou não (JOHNSTONE *et al.*, 2016; MARTINS; ENGEL, 2007). Para plantas, observa-se o favorecimento de espécies pioneiras (TABARELLI *et al.*, 2004), o aumento da mortalidade de árvores (LAURANCE *et al.*, 2002), além de alterações significativas na fertilidade, crescimento, e regeneração das populações remanescentes (BRUNA *et al.*, 2009; GARCÍA; CHACOFF, 2007). Além disso, ambientes fragmentados ainda ficam sujeitos aos efeitos negativos do acesso facilitado a estes locais, como a caça, invasão por espécies exóticas, e retirada ilegal de produtos madeireiros e não-madeireiros (LIMA *et al.*, 2020). Ainda assim, embora existam alguns padrões gerais, cada espécie responde de forma distinta às alterações no habitat (FAHRIG *et al.*, 2019). Nesse sentido estudos populacionais são essenciais, especialmente para populações de espécies-chave.

Estudos populacionais têm como principal objetivo compreender a dinâmica espaço-temporal de um grupo de indivíduos de dada espécie em dado local. Para isso, é necessário a realização de um censo demográfico onde os indivíduos são identificados e agrupados em classes ou grupos ontogenéticos (GATSUK *et al.*, 1980; VANDERMEER, 1978). Para plantas, estes estágios podem ser definidos a partir da perda ou do aparecimento de estruturas, como inflorescências (GATSUK *et al.*, 1980). Apesar dos estágios serem definidos geneticamente, fatores ambientais podem alterar o surgimento das estruturas (HARPER, 1981; SILVA *et al.*, 2009). Ademais, ao definir a abundância dos estágios ontogenéticos se viabiliza o estudo da estrutura populacional, o que permite ao menos algumas inferências sobre a dinâmica populacional (SILVA MATOS *et al.*, 1999), como gargalos e processos que possivelmente a afetam.

As forças que regem a dinâmica de populações podem ser, de forma sucinta, separadas em endógenas ou exógenas. Uma força endógena de extrema importância para o controle das populações é a denso-dependência, que pode atuar tanto no sentido de reduzir flutuações populacionais como também conduzir a um ponto instável (ALVAREZ-BUYLLA; SLATKIN, 1994; HUBBELL *et al.*, 1990; LEVIN *et al.*, 2012). De fato, a denso-dependência é tão relevante em ambientes tropicais que, associado ao efeito da distância, parece ser um dos responsáveis pela alta diversidade de espécies vegetais nestes ambientes (CONNELL, 1971; JANZEN, 1970; mas veja COMITA *et al.*, 2014). Compreender a dinâmica de populações é compreender o papel da denso-dependência somada à ação de fatores exógenos, como a heterogeneidade e estocasticidade ambiental (HUBBELL, 1979).

A heterogeneidade ambiental é um fator determinante para a dinâmica de populações de plantas, especialmente durante o recrutamento, e está diretamente relacionada aos efeitos da denso-dependência (CONDIT *et al.*, 1994; HARPER, 1981; PORTELA; MAES DOS SANTOS, 2014). A heterogeneidade ambiental é resultado das variações no microclima provocadas pelas árvores do dossel (NICOTRA *et al.*, 1999), capazes também de alterar a deposição e constituição de serapilheira (GILLMAN; OGDEN, 2005). Assim, há o estabelecimento de “microsítios” favoráveis ao estabelecimento de regenerantes (REIS, 1995; SILVA *et al.*, 2009). As árvores são ainda elementos determinantes para a heterogeneidade ambiental no sentido de que podem modificar o movimento da fauna e, por consequência, o estabelecimento de plântulas (BORAH; BECKMAN, 2022). Grandes árvores, por exemplo, são utilizadas como poleiros por aves, que ao manipular os frutos ou defecar as sementes geram uma

chuva de propágulos sob a copa (HOWE; SMALLWOOD, 1982; MIKICH; DA SILVA POSSETTE, 2007). Logo, interações intra e interespecíficas também são fatores importantes para a determinação de microssítios favoráveis.

Fatores bióticos tem um papel chave no recrutamento e dinâmica de plantas, especialmente em ambientes tropicais, onde as relações animal-planta são numerosas e complexas (BRONSTEIN, 2015; JORDANO *et al.*, 2006). Nestes ambientes a dispersão, juntamente à herbivoria, são fatores chave para o recrutamento: ao carregar as sementes para longe da planta-mãe, os animais-dispersores reduzem a densidade de sementes e de juvenis próximos aos adultos e aumentam a chance de recrutamento de novos indivíduos (CORDEIRO; HOWE, 2001; JORDANO *et al.*, 2006; MCCONKEY; DRAKE, 2006). Já herbívoros-predadores são capazes de reduzir a densidade de indivíduos jovens nas populações simplesmente por elevar a mortalidade nestes estágios, seja por predação de sementes ou de juvenis (BECK, 2006; CLARK *et al.*, 2012; FADINI *et al.*, 2009). Nesse sentido, ambos agentes – dispersores e predadores – são capazes de reduzir a densidade de juvenis próximo à planta-mãe, reduzindo a competição intraespecífica entre os indivíduos restantes e aumentando a chance de sobrevivência dos regenerantes (DIRZO; DOMÍNGUEZ, 1986). Da mesma forma, a interação planta-animal está sujeita à densidade, uma vez que plantas e/ou sementes distribuídos de forma mais agregada se tornam mais visíveis no ambiente, e mais sujeitos ao encontro pelos animais (ROMO *et al.*, 2004). Com a degradação dos habitats, há uma redução na riqueza e abundância da fauna (*e.g.* defaunação), uma ameaça às interações animal-planta e as populações de espécies vegetais (BORAH; BECKMAN, 2022; MELO *et al.*, 2006; EMER *et al.*, 2020; TABARELLI *et al.*, 2004).

A avaliação do recrutamento e dinâmica de populações de plantas deve, portanto, levar em conta os aspectos do ambiente em que a população está inserida (LICHTER, 2000; REIS *et al.*, 1996). Devido a sua representatividade como espécie climácica (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006), sua relevância ecológica (MULER *et al.*, 2014), e as ameaças às quais está sujeita (GALETTI; ALEIXO, 1998; MARTINELLI; MORAES, 2013), *Euterpe edulis* se tornou uma espécie amplamente estudada. Popularmente conhecida como palmito-juçara ou juçara, *E. edulis* é uma Arecaceae típica da Mata Atlântica, distribuída desde o sul da Bahia até o Rio Grande do Sul, sendo encontrada ainda na Argentina e no Paraguai (SOUZA; PREVEDELLO, 2019). Apresenta frutos do tipo drupa, sementes recalcitrantes e relativamente grandes (13 mm; PIZO *et al.*, 2006), e que estão disponíveis por longos períodos do ano. Os

frutos de *E. edulis* são um importante recurso alimentar nas florestas em que a espécie ocorre, especialmente durante meses de baixa abundância de alimentos. Na literatura, há registro de consumo dos frutos por mais de 70 espécies de vertebrados (Tabela 5 – Apêndice B). Dos animais que se alimentam dos frutos, muitos dispersam as sementes, aumentando as chances de sobrevivência destas e favorecendo o fluxo gênico entre populações, atualmente muito fragmentadas (BARROS LEITE *et al.*, 2012; SEOANE *et al.*, 2005; SOARES *et al.*, 2019).

Além de seu papel ecológico, *E. edulis* também tem crescente papel econômico. O uso da polpa dos frutos por humanos vem crescendo (OLIVEIRA *et al.*, 2017; SCHULZ *et al.*, 2016; SHELEF *et al.*, 2017), dado sua semelhança com o açaí (*Euterpe oleracea*, nativa das ecorregiões da Amazônia e Cerrado). *Euterpe edulis* também apresenta grande potencial para uso em projetos de restauração e de reabilitação ecológica, posto a sua capacidade de atrair e manter populações de organismos dispersores e herbívoros (BRANCALION *et al.*, 2012; GALETTI; ALEIXO, 1998). Estes potenciais despontam em meio a décadas de exploração da espécie para retirada do palmito (meristema apical dos indivíduos), mesmo após o estabelecimento de leis de proteção. Atualmente, a espécie é considerada vulnerável a extinção no país, dada a extinção de populações locais e a redução drástica de sua área de vida (MARTINELLI; MORAES, 2013).

Dentre os trabalhos que abordaram a estrutura e dinâmica das populações de *E. edulis*, observa-se um padrão geral para a espécie, com populações formadas por muitos indivíduos jovens, constituindo bancos de plântulas, e cujos estágios ontogenéticos ou classes de desenvolvimento se distribuem na forma de um J “deitado” ou “invertido” (REIS *et al.*, 1996; SILVA MATOS *et al.*, 1999). Entretanto, tem-se uma grande variação na densidade de indivíduos, tanto jovens quanto adultos, observados em um mesmo local ou ainda em diferentes regiões (os dados existentes na literatura sobre o tema foram aqui compilados e apresentados na Tabela 1).

Tabela 1 – Informações sobre estrutura populacional de *Euterpe edulis* no Brasil.

Aplicamos uma classificação de estágios de desenvolvimento simplificada em indivíduos adultos (indivíduos com estrutura reprodutiva ou com sinais de já terem reproduzido) ou recrutas (os demais indivíduos que não adultos). NI = não informado.

(continua)

<b>Autores</b>	<b>Local</b>	<b>Tamanho (ha)</b>	<b>Número de adultos/ha</b>	<b>Número de recrutas/ha</b>	<b>Fator chave testado</b>
----------------	--------------	-------------------------	---------------------------------	----------------------------------	----------------------------

Silva et al., 2009	Una – BA (FOD)	383	73	4.159	-
Melito et al., 2014	Una – BA (FOD)	18.900	117 26 53 64	4.457 1.071 2.863 2.281	Ecótipo Bahia <sup>1</sup>
Marcos & Matos, 2012	Rio de Janeiro – RJ (FOD)	3.300	30 0,3 0 0	1562 99 5 6	Impactos no ambiente e condições de solo e luminosidade
Quitete	Silva Jardim e Casimiro de	3.500	84	952	Exploração ilegal da espécie e proteção legal
Portela et al., 2010	Abreu - RJ (FOD)	57 21 19	4 3 9	179 31 93	
Fantini & Guries, 2007	Eldorado – SP (FOD)	30.000	187 185	17.315 11.517	
Rother et al., 2016	Pq. Estadual Carlos Botelho – SP (FOD)	37.000	0 40	3.640 1.400	Presença de manchas de bambu, e condições de solo e luminosidade
Silva Matos et al., 1999	Pq. Sta. Genebra - SP (FES)	252	284	33.600	Denso-dependência
de Souza Milanesi et al., 2021 <sup>2</sup>	Ibirama – SC (FOD)	519.23 NI NI	291 101 690	51.945 8.084 6.235	Manejo das populações
Reis et al., 1996	Blumenau - SC (FOD)	NI	61	33.825	Topografia
Conte et al., 2003	S. Pedro. de Alcântara – SC (FOD)	NI	121	21.919	Fatores genéticos
Cappelatti & Schmitt, 2015	Três Cachoeiras - RS (FOD)	6	204	2.556	-
Raupp et al., 2009	Maniqué – RS (FOD)	NI	101 <sup>3</sup>	4.921	-

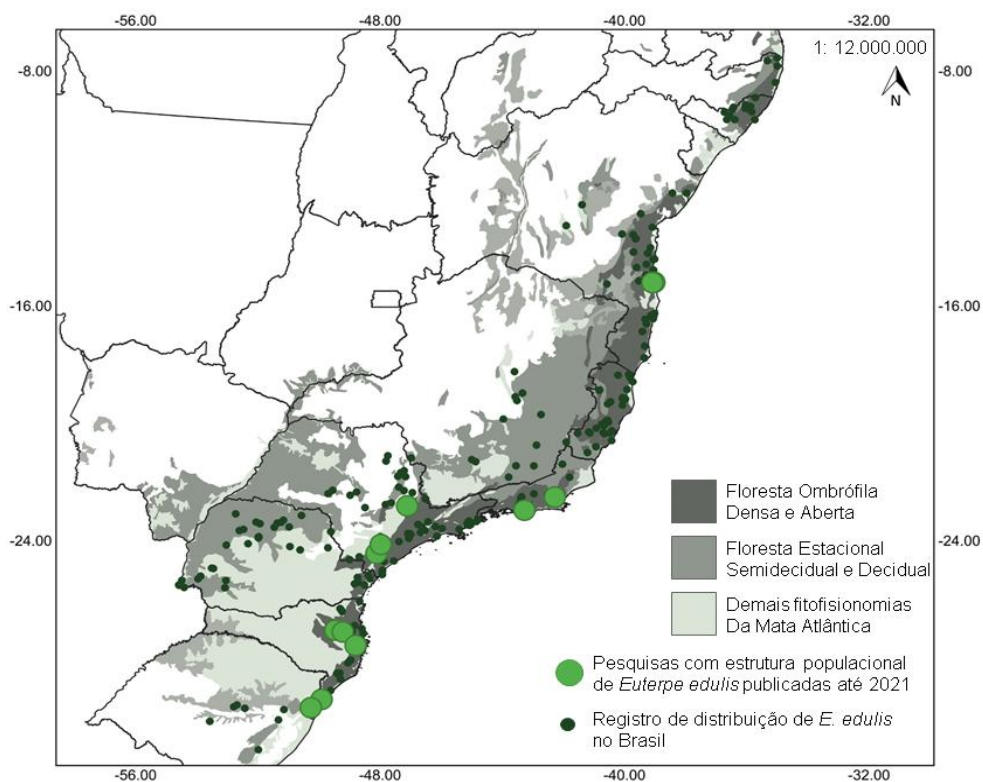
<sup>1</sup> Silva et al., 2009 descreve o ecótipo bahia, que seriam populações de *E. edulis* morfologicamente similares às observadas nas demais regiões do país, mas que apresentam diferenças na sua produtividade, número de ráquias, coloração das flores e outras estruturas.

<sup>2</sup> Amostragem em unidade de conservação, floresta secundária e quintais (*homegardens*), respectivamente, sendo que o tamanho das últimas duas formações não foi informado.

<sup>3</sup> Densidade em parte da coleta de dados, e considerado pela autora como o provável número típico da população (em segundo levantamento, os autores encontraram 4 adultos/ha e mais de 100/ind, mortos/ha).

Como pode ser observado, a grande maioria dos trabalhos realizados com a espécie está restrita a sub-região da Serra do Mar (TABARELLI *et al.*, 2012), especialmente na fitofisionomia da Floresta Ombrófila Densa (FOD; Figura 1). No Paraná, os poucos trabalhos realizados com *E. edulis* se restringem igualmente à FOD e a dados não publicados (SESSEGOLO *et al.*, 2011; TONETTI, 1997), ainda que a espécie seja abundante em regiões de floresta bem conservada no interior do estado (SOUZA *et al.*, 2017). Dentre todos os estudos publicados, poucos avaliaram o contexto em que as populações estão inseridas ou avaliaram quais fatores são potencialmente relevantes para estruturação destas populações (mas veja CAPPELATTI; SCHMITT, 2015; ROTHER *et al.*, 2013, 2016).

Figura 1 – Dados sobre a distribuição e estrutura populacional de *Euterpe edulis* ao longo das fitofisionomias da Mata Atlântica Brasileira.



Fonte: adaptado de Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428 de 2006, Ministério do Meio Ambiente (2022). Os registros de distribuição da espécie foram obtidos por meio da rede *speciesLink* (2022).

Assim, este trabalho se divide em dois capítulos com objetivos complementares. No primeiro capítulo, buscamos descrever e contrastar as populações de *Euterpe edulis* de dois remanescentes de Mata Atlântica de Interior e determinar como a estrutura da população poderia ser afetada pela degradação ambiental ou diferenças na dispersão efetiva, medida por meio da abundância de regenerantes sob



árvores-poleiro. Nossa hipótese era que a degradação afeta negativamente a estrutura populacional e distribuição espacial de *E. edulis*, tornando os recrutas mais abundantes e agregados devido à baixa atividade dos dispersores em áreas degradadas. A partir dos resultados obtidos, surgiram as perguntas que buscamos responder no capítulo 2.

O segundo capítulo teve como objetivo avaliar a estrutura populacional de *E. edulis* em remanescentes florestais com diferentes graus de integridade ecológica na Mata Atlântica de Interior, e determinar como características do ambiente e fatores bióticos podem condicionar a estruturação de suas populações. Nossa hipótese é que a redução da integridade ecológica afeta a estrutura e reduz a viabilidade de populações de *Euterpe edulis*. Isso porque, com a redução da integridade, a adequação ambiental e a frequência de interações bióticas serão reduzidas gerando gargalos na regeneração da espécie. Especificamente, os objetivos do segundo capítulo foram:

- a) caracterizar os remanescentes florestais quanto a seu tamanho, condições ambientais (cobertura de dossel e estágio sucessional), além de identificar seu uso histórico;
- b) avaliar a estrutura das populações de *E. edulis* nos remanescentes selecionados;
- c) estimar se a remoção de frutos era maior em áreas mais íntegras (menos fragmentadas, com maior cobertura de dossel e estágio sucessional avançado);
- d) avaliar se o grau de predação de sementes era menor em áreas com menor grau de integridade ecológica (mais fragmentadas, com menor cobertura de dossel e estágios de sucessão iniciais);
- e) avaliar relações diretas e indiretas entre dados de estrutura populacional de *E. edulis* (abundância de recrutas), o destino das sementes (remoção, predação) e a integridade ecológica.



## 2 DESENVOLVIMENTO

### 2.1 CAPÍTULO 1: POPULATION STRUCTURE, AGGREGATION, AND DISPERSAL OF *Euterpe edulis* MART. AT TWO SITES OF INTERIOR ATLANTIC FOREST

#### ABSTRACT

Habitat destruction and fragmentation can change environmental conditions and disrupt mutualistic interactions, leading to impacts on natural populations. Here we checked how plant population structure responds to environmental degradation by quantifying effective seed dispersal and patterns of population distribution for the animal-dispersed palm *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae). Thus, we assessed *E. edulis* population structure at two locations with different degrees of fragmentation in the Interior Atlantic Forest (west of the State of Paraná, Brazil), where we registered the density of saplings at increasing distances from adults palms and from large trees in the vicinity (perch-trees). We found differences between locations, with aggregated saplings and highest densities at the most fragmented site, although in this site Immature individuals were almost absent. We also identified patches of saplings under perch-trees canopies, which suggests these individuals originate from dispersal events. In both sites, the abundance of Immature individuals did not differ nearby adult palms or perch-trees, which points to perch-trees being relevant to *E. edulis* population dynamics. Aiming at the conservation of *E. edulis* in the Interior Atlantic Forest, it is necessary to investigate if these patterns observed here are recurring in other forest remnants.

Keywords: fragmentation; animal-plant interactions; perch trees; degradation.

#### 2.1.1 Introduction

Forest conversion or exploitation can change ecosystems in ways that range from habitat degradation following fragmentation and isolation of forest remnants, and the loss of species and ecological interactions, to habitat destruction. Currently limited mostly to a set of small fragments (RIBEIRO *et al.*, 2009), the Atlantic Forest is an ecoregion under both direct and indirect effects of forest destruction. Atlantic Forest fragments are mostly under some level of degradation associated with edge-effects and improved access by invasive exotic species, hunters, fire, diseases, and timber and non-timber illegal harvesters (LIMA *et al.*, 2020). For plants, fragmented landscapes favor pioneer species (TABARELLI *et al.*, 2004),

increase tree mortality (LAURANCE *et al.*, 2002), and decrease fertility, growth, and regeneration of populations (BRUNA *et al.*, 2009; GARCÍA; CHACOFF, 2007). Once that can be mediated by biotic interactions, plant regeneration can be impacted by defaunation because animals act as pollinators, dispersers, predators or important herbivores of many species (CORDEIRO; HOWE, 2001; CRAMER *et al.*, 2007; FARWIG; BERENS, 2012), pointing to a complex interaction between plants and animals for the integrity of natural ecosystems.

Even though habitat degradation tends to have idiosyncratic effects on individual species, at least some forms of degradation have ecosystem-wide consequences, especially when affecting populations of keystone species. *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae), or juçara-palm, is a typical palm found in the Atlantic Forest. This palm species depends on high levels of habitat conservation because it develops well under shade and under wet soils (BRAZ *et al.*, 2014; PAULILO, 2000; PORTELA, unpublished data), being classified as late-successional species (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006). Besides being negatively affected by habitat loss and fragmentation, *E. edulis* has been subjected to illegal exploitation for decades (GALETTI; FERNANDEZ, 1998; TABARELLI *et al.*, 2004), leading to local extinctions and listed as vulnerable in the endangered flora of Brazil (CNC FLORA, 2021). Contrasting with its concerning conservation status, *E. edulis* is considered a keystone species (GALETTI, 1999; REIS *et al.*, 1996) because it bears fruits for long intervals – even though the onset and end of fruiting varies between regions – that are consumed by more than 50 animal species (CASTRO *et al.*, 2007; GALETTI *et al.* 1999; SILVA; REIS, 2019). In turn, the presence of dispersers, along with suitable abiotic conditions, seems to be key to the maintenance of juçara-palm populations (GALETTI *et al.*, 2015; PIZO *et al.*, 2006; PORTELA; DIRZO, 2020). Because animals either swallow or manipulate *E. edulis* fruits, many species end up dispersing its seeds. Animal-dispersal is hence suggested to benefit palm populations by lowering intraspecific competition, finding or repopulating suitable habitats, and maintaining gene flow among populations (BARROS LEITE *et al.*, 2012; SEOANE *et al.*, 2005; SOARES *et al.*, 2019). Given such relevance of seed dispersal, the absence of effective dispersers may hence compromise the proper functioning of *E. edulis* populations (FADINI *et al.*, 2009; GALETTI *et al.*, 2013).

Separating actual dispersal from seed predation is a difficult task. Quickly quantifying the actual consequences of absent or reduced dispersal rates is equally difficult for plant populations. Large birds are probably among the key dispersers of *E. edulis*, both for carrying seeds over long distances and for doing so mostly without causing damage to the

seed embryo (SILVA; REIS, 2019; GALETTI *et al.*, 2015). Many of those birds use large trees as perches (hereafter “perch-trees”), where they manipulate fruits or defecate the seeds, generating a “seed rain” (MIKICH; SILVA POSSETTE, 2007; HOWE; SMALLWOOD, 1982). Thus, to quickly access whether dispersal is occurring, interrupted, or recently reset, we propose here to contrast population size structure of *E. edulis* under perch-trees with that under adult juçara-palms.

The typical population size structure of *E. edulis* is formed by a high number of saplings in the initial developing stages, forming seedling banks (MATOS *et al.*, 1999; REIS *et al.*, 1996), and a few individuals in the advanced developing stages, leading to a concave or reverse J shape population structure (PORTELA; SANTOS, 2014; REIS *et al.*, 1996; ROTHER *et al.*, 2016). Nevertheless, *E. edulis* is found along a wide range of latitudes (CNC FLORA, 2021) and, thus, under many distinct environmental conditions, so that population parameters are still somewhat uncertain (MELITO *et al.*, 2014), especially in the transitional area of the Interior Atlantic Forest. In addition, population parameters are likely directly and indirectly affected by fragmentation and degradation. Direct effects may arise on overall population size and population size structure because of abiotic changes and of exploitation history. Indirect effects, in turn, can arise under reduced dispersal, indicated by aggregated saplings underneath and nearby adult-palms and by a steep decay in saplings abundance with increasing distances from adult-palms – even though such patterns can arise either because of aggregated resources (see RICKLEFS, 2010) or differences in the degree of fragmentation and degradation between areas.

Here we described and contrasted populations of *Euterpe edulis* in two sites of Interior Atlantic Forest and assessed how its population structure can be affected by either environmental degradation or differences in effective dispersal. We contrasted the most pristine site that we are aware of in the region (taken here as the reference site and for which we have a reference population), with another under fragmentation and habitat degradation. At the reference site, given the ecological requirements of *E. edulis*, we expected to observe more plants (saplings and adults) and a less aggregated spatial distribution of saplings due to the activity of dispersal agents, measured indirectly by the presence of saplings under perch-trees. Assuming that the reference site harbors more potential dispersal agents and that each site was internally homogeneous in terms of environmental conditions, we predicted the following patterns: first, in the reference site, there should be a flatter decay curve for the number of saplings with increasing distances from reproductive juçara-palms, indicating high rates of fruit and seed removal. Second, seedlings and saplings of *E. edulis* should be more

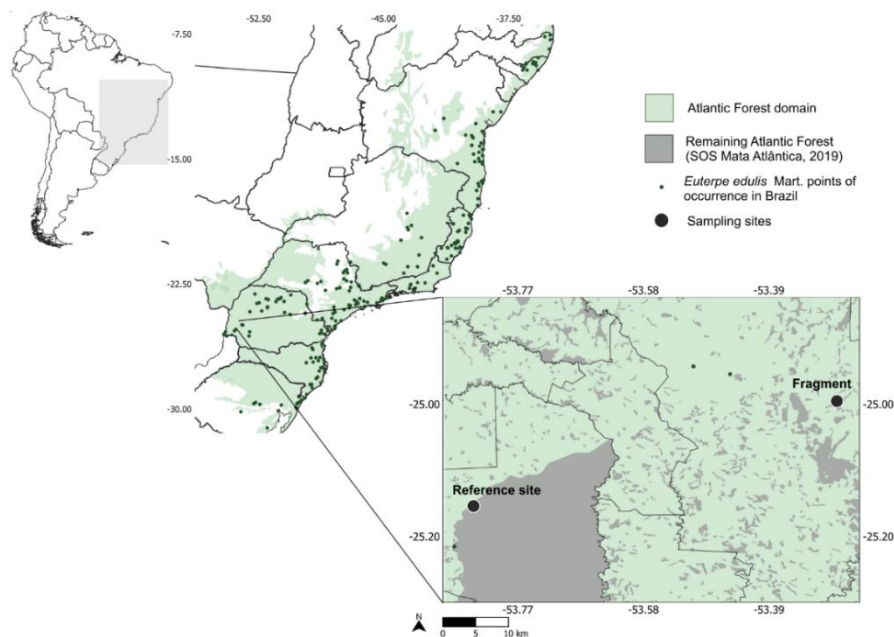
common under perch-trees in the reference site, pointing to effective dispersal mediated by seed disperser birds. Third, clustering of saplings should be lowest for the smallest development stages in the reference site because of higher rates of fruit or seed removal. To describe such patterns and check our predictions, we quantified the population size structure, counted and categorized saplings of *E. edulis* by size at different distances from adult-palms and from perch-trees, and calculated indices of spatial distribution for both sites.

## 2.1.2 Material and Methods

### *Study region*

Samplings were carried out in the Iguaçu National Park (INP) and in the Cascavel Natural Park (CNP), both located in the western region of the State of Paraná (Brazil; Figure 2), between April and November 2018. The two sites belong to the transitional area of Interior Atlantic Forest (TABARELLI *et al.*, 2010), with forests classified as a mix of Semideciduous Seasonal Forest and of Mixed Ombrophylous Forest. The study region has a subtropical climate (Cfa following KÖPPEN, 1948), with an average annual precipitation of 1,800 - 2,000 mm and no dry season (INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ, 2019).

Figure 2 – Range map of *Euterpe edulis* Mart. throughout the Brazilian Atlantic Forest, highlighting the location of the sampling sites in the municipalities of Cascavel (fragment) and Céu Azul (reference site) in western Paraná State, Brazil.



Font: adapted from map of the application area of Law No. 11,428/2006, Brazilian Ministry of Environment (2022). The distribution records of the species were obtained through *speciesLink* (2022).

In the Iguaçú National Park, data were collected in Céu Azul municipality, along the Information and Control Post Ecological Trail (coordinates 25°08'38"S and 53°48'42"W). The Iguaçú National Park hosts one of the largest remnants of Interior Atlantic Forest in the country (185,262.5 ha) and is the closest to a pristine forest for the region. Samplings were located on the north portion of the Park, at an elevation of c.d. 650 m.a.s.l., where plant composition is mostly typical of Semideciduous Seasonal Forest, but with participation of Mixed Ombrophylous Forests species (SOUZA *et al.*, 2017). Given the proximity to the control post, this region of the Park underwent little illegal hunting and palm heart extraction. Due to its dimensions, protection, and its high degree of conservation, this sampling site was considered preserved and will be identified by “reference” (for both site and *E. edulis* population).

The remaining data were collected at the Cascavel Natural Park, a municipality-level protected area located nearby the BR-277 highway (km 573 to km 571), in Cascavel municipality (central geographic coordinates 25°0'5"S 53°17'21"W). This site harbors a small to medium sized forest fragment (135 ha), at an elevation of c.d. 800 m.a.s.l., where plant composition is an ecotonal region of Mixed Ombrophylous Forests with the Semideciduous Seasonal Forests (CASTELLA; BRITZ, 2004). The fragment underwent selective logging before it was turned into a protected area in 1998, since when uses are still somewhat intensive for purposes such as leisure, education, and research (BROCARD; CÂNDIDO JÚNIOR, 2012). After becoming a protected area, CNP underwent some management actions such as seeding of native species, which includes *Euterpe edulis*. Here, this site was considered degraded given the small size and the past and ongoing human uses (hereafter “forest fragment” or just “fragment”).

### *Study species*

The juçara-palm *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) is a typical palm found in the Atlantic Forest. *Euterpe edulis* ranges along most of the Brazilian Atlantic Forest and some parts of Cerrado biome, being found also in Argentina and Paraguay (SOUZA; PREVEDELLO, 2019). The species develops well under shade and under wet soils (BRAZ *et al.*, 2014; PAULILO, 2000), has a single stipe, which is unable to regrowth after cut, and has slow growth, taking at least 10 years to reach maturity (CNC FLORA, 2021). Besides its role as a climax species (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006), *E. edulis* is also well-known for its ecological relevance (MULER *et al.*, 2014). It grows rounded, fleshy fruits that are purplish and with ~13 mm when ripe (PIZO *et al.*, 2006). The fruits are displayed for long

intervals, with ripe fruits available from the fall to the ending of winter, when fruit abundance of other plants tends to be low (GALETTI *et al.*, 1999; CASTRO *et al.*, 2007). In our study region, ripe fruits were available from April to July.

### *Populational data*

The first procedure was to count *E. edulis* adults in both sites. In the forest fragment, given the low local abundance of the species, all adults sighted near trails were sampled, totaling a sampling area of ~1 ha. In the reference site, all adults sighted in a 0.5 ha plot were sampled. All adult individuals were tagged and georeferenced (GPS Garmin<sup>™</sup> Gpsmap 64). For each adult palm, a transect was delimited considering the selected adult as the starting point and following in a direction to avoid other nearby adults; if there were no other adults nearby, the direction of the transect was established randomly. The slope of the terrain was measured for each transect. This information was later included in the analysis to assess whether any relationship existed between slope and dispersal distance. Along the transect, saplings were counted in circular plots (1 m radius) placed at every 2 m. The transect was sampled for at least 10 m long and up to a distance where no saplings were found anymore in two subsequent plots (Figure 3), thus the transect's size ranged from 10 m to 22m long.

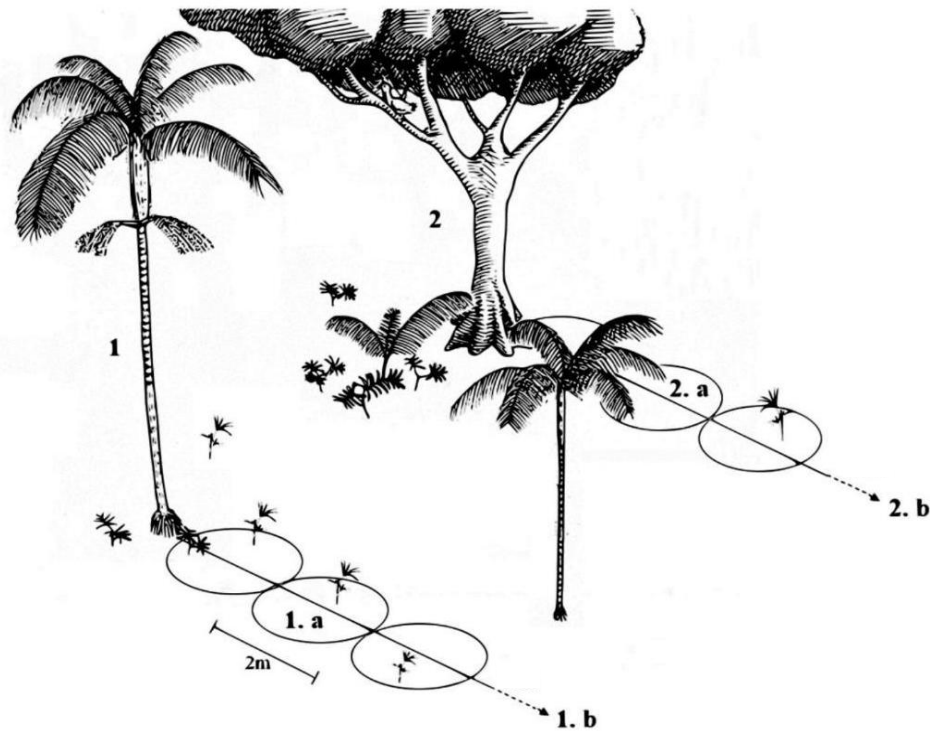
To estimate the effect of animal dispersal of *E. edulis* seeds, we selected trees that appear to be used as perch by birds. These trees were located at least 15 m away from any reproductive adult of juçara-palms, totaling a 2 ha sampling area at each site. Perch-trees were identified based on the presence of a “patch” of juçara-palm saplings under their canopy, being tagged and georeferenced as previously described for *E. edulis* adults. For each perch-tree, circumference at breast height (CBH) and height was recorded. For each perch-trees, saplings of *E. edulis* were sampled using a transect and circular plots as described for adult juçara-palms (Fig. 3). Here we also delimited the transects considering the selected perch-tree as the starting point and following in a direction to avoid other nearby adult juçara-palms and other perch-trees.

In transects starting at either adult juçara-palms or perch-trees, saplings of *E. edulis* were counted and categorized into five development stages (adapted from REIS *et al.*, 1996): Seedling (saplings with up to two open leaves), Juvenile I (saplings with at least three leaves or with a height of 30 cm from the ground to the insertion of the youngest leaf), Juvenile II (saplings with >30 cm but lacking a woody stipe), Immature I (individuals with woody stipe, but shorter than 1.3 m), and Immature II (plants with woody stipe,  $\geq$  1.3 tall, but lacking any



trace of reproductive structures). Adult individuals were identified by traces of existing reproductive structures.

Figure III – Summary of the sampling design, depicting transects starting from either 1) *Euterpe edulis* adults or 2) perch-trees. Each transect (b) had several plots (a) were saplings were counted at distinct development stages. Illustration by Gabriel Barreto.



#### Data analysis

To assess differences in the population structure of *Euterpe edulis* between sampled sites, a  $\chi^2$  test of independence was calculated, followed by the adjusted residuals test. Next, the abundance and distribution of saplings by stage and across plots was modeled as a function of the sampling site (forest fragment or reference site), type of source (whether adult juçara-palm or perch-tree), distance from the source, and slope of the terrain. To fit such relationships, a generalized linear mixed model (GLMM) was calculated, where the above-mentioned variables were included as fixed effects and transects kept as a random effect. A negative binomial distribution (with quadratic parameterization – “nbinom2”) was assumed for the count data, with a logarithmic link function. The structure of the full model was:

$$\text{number of saplings in stage} \sim \text{source} + \text{distance} + \text{site} + \text{slope} + (1 \mid \text{transect})$$

Finally, the spatial distribution was tested for the aggregation of saplings using the Morisita dispersion index (standardized to the interval  $-1$  to  $+1$  and adjusted to a confidence interval between  $-0.5$  to  $+0.5$ ; SMITH-GILL 1975). According to this index, values of  $-1$  to  $-0.5$  indicate individuals dispersed regularly,  $-0.49$  to  $+0.49$  indicates individuals dispersed randomly, and values of  $+0.5$  to  $+1$  indicate aggregated individuals.

All analyses were run in R (R CORE TEAM 2021) using package “glmmTMB” for GLMMs (BROOKS *et al.* 2017), “DHARMA” for validation of modeling strategy by assessing homoscedasticity, normality, and extreme values in model residuals (HARTIG, 2021), and “vegan” (OKSANEN *et al.* 2020) for Morisita index calculations.

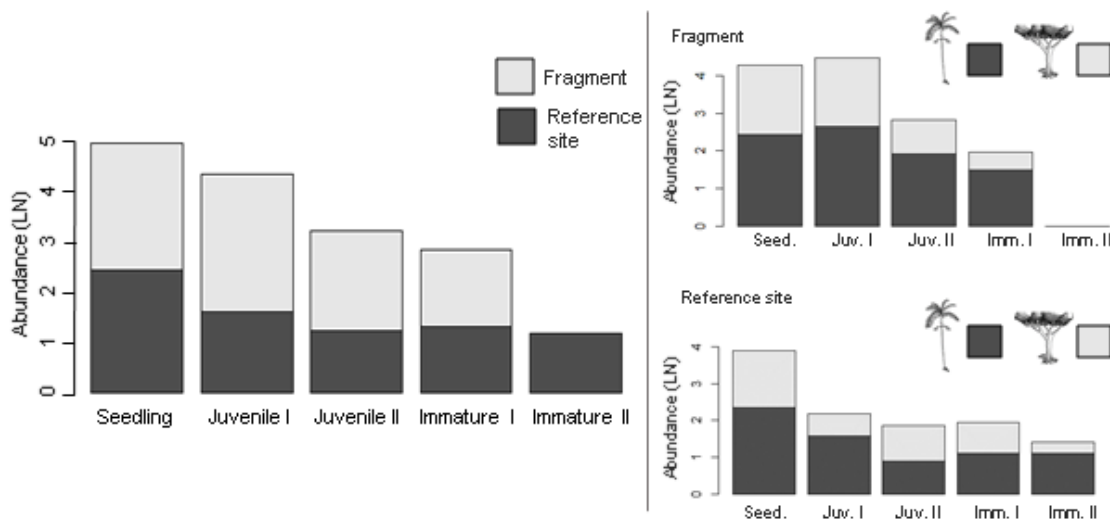
### 2.1.3 Results

We found 26 adults of *Euterpe edulis*, half along the trails in the fragment, and half in the reference site. The estimated density of saplings for the fragment was  $16,153 \pm 10,307$  ind.ha<sup>-1</sup>, and  $8,963 \pm 9,149$  ind.ha<sup>-1</sup> in the reference site. The distribution of saplings along development stages followed a reverse-J pattern on both sites (Figure 4, left panel), although the proportion of saplings at each stage differed between sites ( $\chi^2 = 238.6$ ,  $df = 4$ ;  $P < 0.001$ ). In the fragment, Seedling and Juvenile I stages accounted for 86% of all saplings, with the Juvenile I stage (54%) being even proportionally more abundant than Seedling (32%). Also in the fragment, we did not observe Immature II stage individuals near the adults (Figure 4 - top-right), with only a few of these individuals being recorded away from any adult juçara-palm.

Within transects, the greatest distance found between an adult-palm and saplings was 22 m in the fragment and 12 m in the reference site. For perch-tree transects, saplings of *E. edulis* were found up to 48 m away from the nearest adult-palm in the fragment and up to 57 m in the reference site, indicating fruits have been dispersed by animals. An exponential decay in the total abundance of saplings was found with increasing distances from adult juçara-palms (GLMM,  $Z = -9.014$ ;  $P < 0.001$ ; Figure 5), a pattern expected when gravity is the main dispersal agent. Such decay was found at both the fragment and the reference site, although a steeper decay was found in the fragment (Figure 5-a). For perch-trees, a distance-decay relationship was also observed, but with a smaller decay than for adult-palms (GLMM,  $Z = -2.625$ ;  $P = 0.009$ ; Figure 5- d). Palms at later development stages had flatter to no distance-decay patterns, resulting, for instance, in little explanation for the abundance of Immatures (GLMM,  $Z = 0.828$ ;  $P = 0.408$ ; Also see Figure 6). Terrain slope was uncorrelated

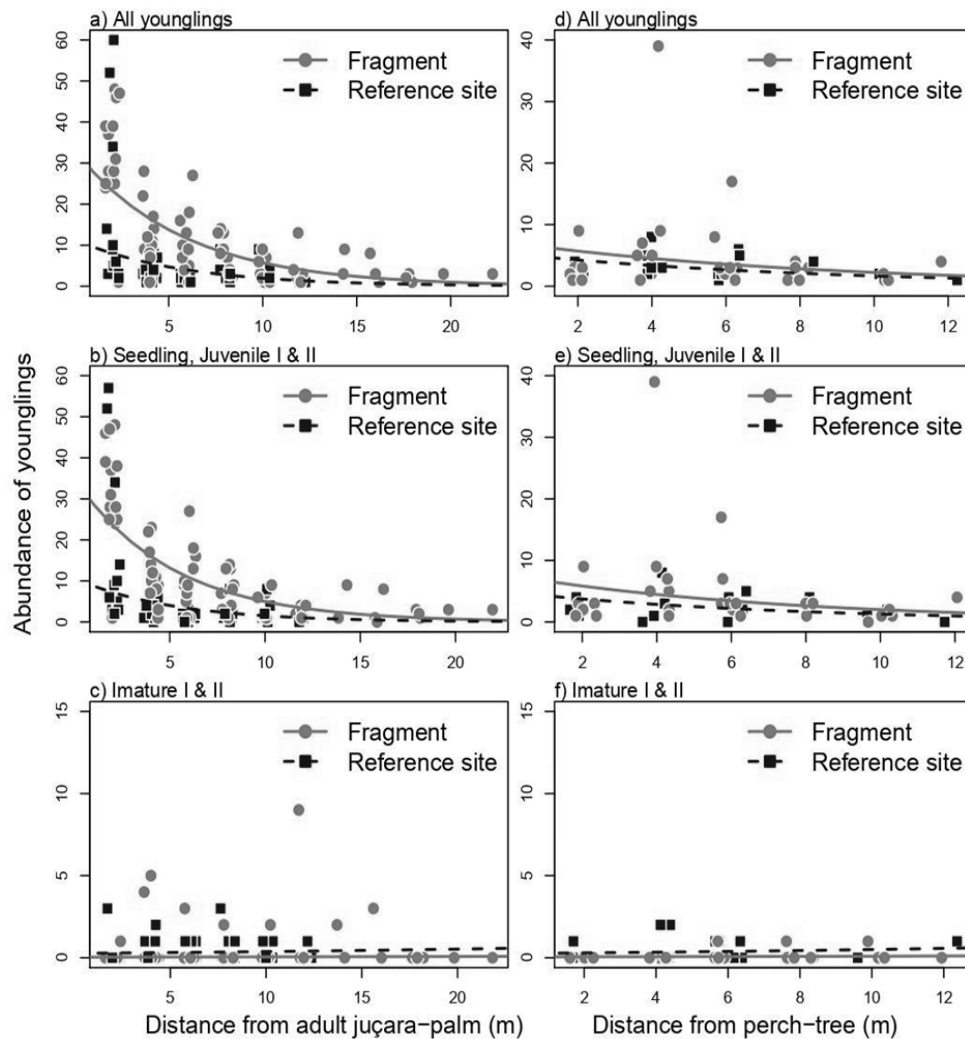
with the abundance of *E. edulis* saplings (GLMM,  $Z = -0.967$ ;  $P = 0.333$ ) and was left out of the above-mentioned models.

Figure 4 – Population structure of *Euterpe edulis* as the distribution of saplings at distinct development stages in the reference site and in the fragment (left panel) and details of the structure nearby the adult-palms and perch-trees in the fragment (top-right) and in the reference site (bottom-right). To aid visualization, *E. edulis* abundances were log-transformed (LN).



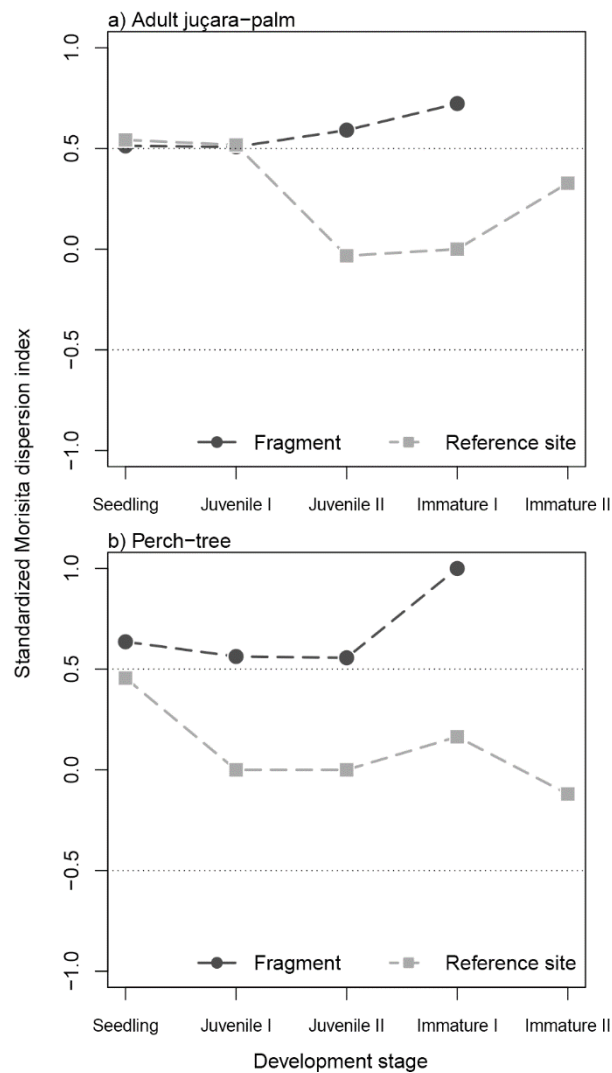
Overall, 145 saplings of *E. edulis* were found near perch-trees in the fragment, whereas 57 were found near the perch-trees in the reference site. Although the CBH of perch-trees was similar in both sites (average CBH of 2 m), it varied more in the reference site (standard deviation of the mean,  $SD = 5.1$  m) than in the fragment ( $SD = 0.94$ ). The abundance of saplings peaked at 4 and 6 m away from the perch-tree trunks (Fig. 5- d), matching the most suitable location for dispersers to land on given the size of the trees and the arrangement of their branches. In comparison to the perch-trees, the peak in saplings of *E. edulis* found near adult-palms (Fig. 4 - a) was indeed expected because of much larger number of seeds falling from adult-palms themselves. However, such difference in abundance near the different origins fades when considering only saplings from latter stages (Immature I and II;  $Z = -0.427$ ;  $P = 0.67$ ; Figure 5- c and f).

Figure 5 – Abundance of *Euterpe edulis* saplings with increasing distances from adult-palms (left column) or perch-tree (right column), for the pooled data of all saplings (a and d), for pooled data of Seedlings and Juveniles (b and e) or for Immatures only (c and f). Solid and dashed lines indicate fitted distance-decay relationships (GLMM).



Dispersal seems to be effective at both sites because of a low to no clustering of saplings for most stages (11 out of 18 Morisita index-values were in the interval between  $-0.5$  and  $+0.5$ ; Figure 6), especially for saplings of *E. edulis* in the reference site, which were distributed mostly randomly all over the site. For the fragment, in turn, the distribution was mostly clustered – both away from adult-palms and from perch-trees. The random distribution of saplings near perch-trees in the reference site might result from the higher density of large trees suitable as perches, and therefore the availability of perches at this site.

Figure 6 – Spatial dispersion of *Euterpe edulis* saplings by development stage nearby either adult-palms (a) or perch-trees (b) and for either the fragment or reference site. Spatial dispersion is represented by the standardized version of the Morisita index, where interpretation is as follows:  $-1$  to  $-0.5$  (regular);  $-0.49$  to  $+0.49$  (random);  $+0.5$  to  $+1$  (aggregated).



## 2.1.4 Discussion

Our expectation – that the population structure and distribution of *E. edulis* would change following direct and indirect effects of fragmentation and anthropogenic disturbance – was partially supported. As predicted, we found a decay in the abundance of saplings farther from adult juçara-palms, a pattern that was repeated nearby perch-trees. Also, as predicted, we found a spatial distribution of saplings in the reference site that was less aggregated than at the forest fragment. Conversely, we found significantly more juveniles of *E. edulis* in the fragment compared to the reference site, contradicting our initial expectation.

We observed that *E. edulis* populations at both sites followed the reversed-J population structure, as expected and described by other authors (MATOS; FRECKLETON; WATKINSON, 1999; REIS *et al.*, 1996). Likewise, the number of saplings found here (16,153 and 8,963 ind. ha<sup>-1</sup>) were consistent to that found by other authors, given a similarly

wide variation has been reported elsewhere (e.g., 17,315 and 11,517 ind. ha<sup>-1</sup> in the State of São Paulo, FANTINI; GURIES, 2007; 12,565 ind. ha<sup>-1</sup> in the State of Santa Catarina, REIS *et al.*, 1996; 1,290 ind. ha<sup>-1</sup> in the State of Paraná, TONETTI, unpublished data). It seems that the species tends to show high densities of adults in well-conserved sites (~300 ind. ha<sup>-1</sup>; ROTHER *et al.*, 2016), which had been reported in the Iguazu National Park in a phytosociological study (370 ind. ha<sup>-1</sup>; SOUZA *et al.*, 2017).

The decline in the abundance of *E. edulis* saplings with increasing distance from adult palms met our expectation. Such pattern can result from a high production of fruits, high rates of dispersal by barochory (no other means than by gravity alone), and/or by primary dispersal agents (such as toucans and bellbirds; REIS; KAGEYAMA, 2000; ROTHER *et al.*, 2015). A similar pattern was found for perch-trees, although saplings were observed especially between 4 and 6 meters from the tree trunk. The concentration at these distances suggests the seeds were carried there by birds (SILVA; REIS, 2019), although the role of other dispersal agents is not excluded. The concentration at these distances suggests the seeds were carried there by birds (SILVA; REIS, 2019). Similarly, the higher number of individuals found near the adult-palms compared to perch-trees was expected, being explained by the higher number of seeds coming from the adult itself. However, this difference is not observed in the later developmental stages of *E. edulis* (Juvenile II and Immatures), suggesting dispersers bring advantages via seed dispersal by driving the seeds to greater distances, where there is a greater chance of survival because of a release from density-dependent restrictions to population growth, as predicted by Janzen-Connell hypothesis (JANZEN, 1970; CONNELL, 1971). Thus, our results suggest perch trees are important and dispersers are being effective at both sites.

The forest fragment had more saplings than the reference site. Larger rates of regeneration in sites under disturbance were found elsewhere (MARCOS; MATOS, 2012; MELITO *et al.*, 2014; but see: PORTELA *et al.*, 2010 and FANTINI; GURIES, 2007). The large number *E. edulis* saplings observed in the fragment can be explained by several factors, directly or indirectly associated with fragmentation. First, reduced fruit removal can increase seed germination near adult-palms (CRAMER *et al.*, 2007). Second, reduced rates of seed attack by pathogens and predatory insects can result from a less-specialized predatory community in the fragment than at the reference site (RICKLEFS, 2010). Third, a process of density compensation can be ongoing, in which *E. edulis* is filling the place left by species with a lower tolerance to environmental changes that follow fragmentation and edge-effects. Notwithstanding *E. edulis* being considered typical of well-conserved sites, its seeds have a

wide germination niche (BRAZ *et al.*, 2014) and are likely to recruit under indirect sunlight, as in either gaps, forest edges, or riverbanks (PAULILO, 2000; SANCHEZ, 1999).

The proportion of plants in different stages of development varied between sites. The higher abundance of *E. edulis* saplings at the fragment is mainly because of a high number of plants in the earlier stages of development (specially Juveniles I), with few to zero plants in the later stages, close to maturity. The higher proportion of Juveniles I in relation to Seedlings may reflect a recent seed limitation in the fragment due to changes in the park management (J. F. CÂNDIDO JR., personal communication). Also, it can be caused by a decrease of the fragment conservation status due to long term effects of fragmentation, leading to more open canopy and decreased seed germination (SILVA-ALABARCE; DILLENBURG, 2017). The low number of Immatures in the fragment might be due a much lower intra-specific competition in the reference site or distinct ages of the populations studied. At the reference site, a high mortality in the early life stages of *E. edulis* – due to either seed predation or pathogen attack – might reduce the negative effects of density dependence, favoring survival to later stages such Immature and adult stages, thus maintaining the population. Besides, although Immature abundance can be directly lowered by predation by capuchin monkeys (PORTELA; DIRZO, 2020), we found no signs of such predation here. The age of the populations studied differs since the fragment population is very young (~20 years old; C. R. BROCARD, personal communication), likely explaining the low abundance of individuals in later stages therein. However, plants near to maturity were observed away from the adult-palms, corroborating the hypothesis of negative density-dependent effects.

Saplings of *E. edulis* were aggregated in the fragment, contrasting with more random distributions in the reference site. This difference is likely related to direct and indirect effects of fragmentation. First, sites under lower rates of anthropogenic disturbance (*e.g.*, conserved environments such as our reference site) can be environmentally more even and favor a random distribution of organisms (RICKLEFS, 2010). Second, a lack of or a low number of animal dispersal agents can be a limiting factor and result in an aggregated spatial distribution of saplings nearby adult plants in fragments (SILVA; REIS, 2019; GALETTI *et al.*, 2013). In contrast, the aggregated distributions observed near both perch-trees and adult-palms in the fragment likely result from distinct processes. Near adults, the pattern is likely due to many non-dispersed and non-predated seeds that end up germinating. Near perch-trees, the aggregated pattern might suggest that the low abundance of large trees ends up increasing their usage as perches by animals (OLIVEIRA *et al.*, 2008).

The differences between sites is likely the output of different *Euterpe edulis* population dynamics. While saplings were aggregated and under high densities in the fragment, the reference population has a lower density and plants at all developmental stages that we considered here, differences that we suggest are associated with fragmentation. With a view on the conservation of *E. edulis* on Interior Atlantic forests, it is necessary to investigate if these patterns observed here are recurring in other Atlantic forest fragments. Perch-trees seem to be relevant for *E. edulis* population dynamics and pointed out to active dispersal agents on both sites, since we found several saplings under their canopies and far away from adult-palms. Because saplings were common under perch-trees, we suggest dispersers, especially birds, are dispersing *E. edulis* seeds, so that mutualistic interactions key to the maintenance of *E. edulis* populations still exist even in the most degraded site. Nevertheless, the population in the fragment can still be under genetic isolation and additional negative effects of fragmentation, making its long-term maintenance uncertain. In future studies, aspects such as the role of changes to biotic (such as defaunation) and abiotic factors on *E. edulis* population dynamics should be further investigated, thus aiding in better strategies for maintenance of the species in the region. Finally, even though we provided new data for *E. edulis* populations, indicating that even the population at a degraded site seems sustainable at this point, monitoring them to check whether the population in the fragment is under long-term risk and whether similar risks apply to other isolated populations of juçara-palm in the Interior Atlantic Forest are still open questions.

### **2.1.5 Acknowledgments**

To my father, Arnaldo Baggio, and my great friend, Bruna Thaís de Melo, for their help during data collection. To professors Ana Tereza Bittencourt Guimarães, Eliseu Vieira Dias, and Juliano Cordeiro for their contributions. To Fundação Araucária - Brazil for the granting that allowed this work to be done. To the Universidade do Oeste do Paraná, especially the Laboratory of Ecology and Conservation and colleagues, for support.

### **2.1.6 Author Contributions**

K. A. Baggio designed the study, collected and analyzed data and wrote the first draft of the manuscript. E. L. H. Giehl analyzed data. J. F. Cândido Jr. designed the study. All authors contributed to writing and reviewing the submitted version of the manuscript.



### 2.1.7 References

BARROS LEITE, A.; BRANCALION P H S, GUEVARA R & GALETTI M.. Differential seed germination of a keystone palm (*Euterpe edulis*) dispersed by avian frugivores. **Journal of Tropical Ecology**, v.28, n., p. 615–618, 2012.

BRAZ, M. I. G.; PORTELA, R. C. Q.; COSME, L. H. M.; MARQUES, V. G. C.; MATTOS, E. A. Germination niche breadth differs in two co-occurring palms of the Atlantic Rainforest. **Nature Conservation**, v.12, p. 124–128, 2014.

BROCARD, C. R.; CÂNDIDO JUNIOR, J. F. Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de floresta ombrófila mista no estado do Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 36, p. 301–310, 2012.

BROOKS, M. E.; KRISTENSEN, K.; VAN BENTHEM, K. J.; MAGNUSSON, A.; BERG, C. W.; NIELSEN, A.; SKAUG, H. J.; MAECHLER, M.; BOLKER, B. M. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. **The R Journal**, v. 9, p. 378-400, 2017.

BRUNA, E. M.; FISKE, I. J.; TRAGER, M. D. Habitat fragmentation and plant populations: is what we know demographically irrelevant? **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 569–576, 2009.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná, em solos não degradados**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006.

CASTELLA, P. R.; BRITZ, R. M. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

CASTRO, E. R.; GALETTI, M.; MORELLATO, L. P. C. Reproductive phenology of *Euterpe edulis* (Arecaceae) along a gradient in the Atlantic rainforest of Brazil. **Austral Journal of Botany**, v. 55, p. 725–735, 2007.

CNCFlora. *Euterpe edulis* in **Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2** Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em <[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Euterpe edulis](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Euterpe%20edulis)>. Acesso em 25 maio 2022.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, 15: 1733–1741. 2001.

CRAMER, J. M.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, G. B. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. **Biological Conservation**, v. 137, p. 415–423, 2007.

FANTINI, A. C.; GURIES, R. P. Forest structure and productivity of palmitero (*Euterpe edulis* Martius) in the Brazilian Mata Atlântica. **Forest Ecological Management**, v. 242, p. 185–194, 2007.

FARWIG, N.; BERENS, D. G. Imagine a world without seed dispersers: a review of threats, consequences and future directions. **Basic and Applied Ecology**, v. 13, p. 109–115, 2012.

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, p. 294–301, 1998.

GALETTI, M. *et al.* Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, p. 1086–1090, 2013.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 824–830, 2015.

GALETTI, M.; ZIPARRO, V. B.; MORELLATO, P. C. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. **Ecotropica**, p. 115–122, 1999.

GARCÍA, D.; CHACOFF, N. P. Scale-dependent effects of habitat fragmentation on hawthorn pollination, frugivory, and seed predation. **Conservation Biology**, v. 21, p. 400–411, 2007.

HARTIG, F. **DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models**. R package version 0.4.1. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>. 2021.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DDIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22- year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 605–618, 2002.

LIMA, R. A. F.; OLIVERIA, A. A.; PITTA, G. R.; GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; CHAVE, J.; TER STEEGE, H.; PRADO, P. I. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, p. 1–16, 2020.

MARCOS, C.; MATOS, D. M. S. Estrutura de populações de palmitero (*Euterpe edulis* Mart.) em áreas com diferentes graus de impactação na Floresta da Tijuca, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 10, p. 27–37, 2012.

MATOS, D. M. S.; FRECKLETON, R. P.; WATKINSON, A. R. The Role of Density Dependence in the Population Dynamics of a Tropical Palm. **Ecology**, v. 80, p. 2635–2650, 1999.

MELITO, M. O.; FARIA, J. C.; AMORIM, A. M.; CAZETTA, E. Demographic structure of a threatened palm (*Euterpe edulis* Mart.) in a fragmented landscape of Atlantic Forest in northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, p. 249–258, 2014.

MIKICH, S. B.; SILVA POSSETTE, R. F. Análise quantitativa da chuva de sementes sob poleiros naturais e artificiais em Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 55, p.103, 2007.

OKSANEN, J. *et al.* 2020. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

OLIVEIRA, M. A.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1910–1917, 2008.

PAULILO, M. T. S. Ecofisiologia de plântulas e plantas jovens de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae): Comportamento em relação à variação de radiação solar. **Sellowia**, v. 52, p. 93–105, 2000.

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 Oecologia**, v. 29, p. 311–315, 2006.

PORTELA, R. de C. Q.; DIRZO, R. Forest fragmentation and defaunation drive an unusual ecological cascade: predation release, monkey population outburst and plant demographic collapse. **Biology Conservation**, v. 252, p. 108 – 852, 2020.

PORTELA, R. de C. Q.; SANTOS, F. A. M. Impacto del tamaño del fragmento de bosque en la estructura de la población de tres especies de palmas del Bosque Atlántico Brasileño. **Revista Biología Tropical**, v. 62, p. 433, 2014.

PORTELA, R. de C. Q.; BRUNA, E. M.; SANTOS, F. A. M. Are protected areas really protecting populations? A test with an atlantic rain forest palm. **Tropical Conservation Science**, v. 3, p. 361–372, 2010.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REIS A & KAGEYAMA P. 2000. Dispersão de sementes do palmitero (*Euterpe edulis Martius-Palmae*). *Sellowia*, 45. 2021.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.; REIS, M. S.; FANTINI, A. C. Demografia de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) em uma Floresta Ombrófila Densa Montana, em Blumenau (SC). **Sellowia**, v. 45, p. 13–45, 1996.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biology Conservation*, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6nd ed., Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 546 p. 2010.

ROTHER, D. C.; PIZO, M. A.; JORDANO, P. Variation in seed dispersal effectiveness: the redundancy of consequences in diversified tropical frugivore assemblages. **Oikos**, v. 125, n.3, p. 336-342, 2015.

ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Bamboo thickets alter the demographic structure of *Euterpe edulis* population: a keystone, threatened palm species of the Atlantic forest. **Acta Oecologia**, v. 70, p. 96–102, 2016.

SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; LEITÃO-FILHO, H. F.; CESAR, O. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, p. 31-42, 1999.

SEOANE, C. E. S.; SEBBENN, A. M.; KAGEYAMA, P. Y. Sistema de reprodução em duas populações naturais de *Euterpe edulis* M. sob diferentes condições de fragmentação florestal. **Scientia Florestalis**, v. 69, p. 13-24, 2005.

SILVA-ALABARCE, F.; DILLENBURG, L. R. Maternal light environment during seed development can affect seed quality of *Euterpe edulis*. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, p. 1-11, 2017.

SILVA, J. Z.; REIS, M. S. Consumption of *Euterpe edulis* fruit by wildlife: Implications for conservation and management of the southern Brazilian Atlantic forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, 2019.

SILVA MATOS, D. M.; WATKINSON, A. R. The Fecundity, Seed, and Seedling Ecology of the Edible Palm *Euterpe edulis* in Southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 30, p. 595–603, 1998.

SILVA MATOS, D. M. S.; FRECKLETON, R. P.; WATKINSON, A. R. The Role of Density Dependence in the Population Dynamics of a Tropical. **Ecology**, v. 80, p. 2635–2650, 1999.

SMITH-GILL, S. J. Cytophysiological basis of disruptive pigmentary patterns in the leopard frog, *Rana pipiens*. II. Wild type and mutant cell specific patterns. **Journal of Morphology**, v. 146, p. 35-54, 1975.

SOARES, L. A. S. S.; CAZETTA, E.; SANTOS, L. R.; FRANÇA, D. de S.; GAIOTTO, F. A. Anthropogenic disturbances eroding the genetic diversity of a threatened palm tree: a multiscale approach. **Frontiers of Genetic**, v. 10, p. 1090, 2019.

SOUZA, A. C.; PREVEDELLO, J. A. Geographic distribution of the threatned palm *Euterpe edulis* Mart. in the Atlantic forest: implications for conservation. **Oecologia Australis**, v. 23, p. 636–643, 2019.

SOUZA, R. F.; MACHADO, S. do A.; GALVÃO, F.; FIGUEDERO FILHO, A. Fitossociologia da vegetação arbórea do Parque Nacional do Iguaçu. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 853, 2017.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, v. 143, p. 2328–2340, 2010.

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

## 2.2 EFEITOS DA INTEGRIDADE ECOLÓGICA SOBRE A ESTRUTURA POPULACIONAL E DESTINO DAS SEMENTES DE *Euterpe edulis* MART. (ARECACEAE) EM MATA ATLÂNTICA DO INTERIOR

### RESUMO:

A conversão e degradação de habitats são graves ameaças à integridade ecológica, e têm diferentes impactos sobre os organismos. Espécies climáticas e que dependem da fauna para dispersão são especialmente afetadas pela degradação ambiental, como é o caso de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae). Por isso, combinamos desde características do ambiente até gargalos potencialmente resultantes de interações bióticas aos dados de estrutura populacional para melhor entender a viabilidade de populações da espécie, testando uma hipótese de regulação populacional em função da integridade ecológica. Utilizamos um Modelo de Equações Estruturais Bayesiano para avaliar os efeitos da integridade ecológica, medida por meio de um índice, sobre o destino das sementes e sobre a abundância de recrutas de *E. edulis* em quatro remanescentes florestais localizados na região da Mata Atlântica de Interior (Paraná, Brasil). Encontramos relações diretas e indiretas entre a integridade ecológica e a estrutura populacional de *E. edulis*. A predação de sementes diminuiu com o aumento da integridade ecológica, enquanto a abundância de indivíduos Imaturos aumentou. Esses resultados sugerem diferentes gargalos para o estabelecimento de indivíduos de *E. edulis*, especialmente relacionados a fatores bióticos para estágios de desenvolvimento mais iniciais (Plântulas) e a condições ambientais desfavoráveis para indivíduos mais velhos (Imaturos).

Palavras-chave: Brasil, degradação ambiental, palmito-juçara, modelos de equações estruturais, predação de sementes.

### 2.2.1 Introdução

A elevada estabilidade e resiliência apresentados por habitats íntegros fazem deles importantes locais para a conservação biológica (ANDREASEN *et al.*, 2001; KARR, 1996; PARRISH *et al.*, 2003). A degradação e perturbação antrópica acarretam a alteração deste estado, levando a uma descaracterização parcial ou completa do ambiente com consequências severas sobre os organismos (KAGEYAMA *et al.*, 1998; LAURANCE; VASCONCELOS,

2009; PIRES *et al.*, 2006; WILLIS, 1979). A degradação e perda de habitat têm diversos impactos sobre a comunidade vegetal em florestas tropicais (LAURANCE *et al.*, 2002; TABARELLI *et al.*, 2004), e representam um risco especial para a regeneração de suas populações (BRUNA *et al.*, 2009; GARCÍA; CHACOFF, 2007). Impactos sobre as populações vegetais podem ter efeito em cascata sobre o ambiente, especialmente se a espécie afetada possui relevante papel ecossistêmico, como é o caso de *Euterpe edulis* Mart., Arecaceae (MULER *et al.*, 2014). Logo, medir de forma eficiente as interações entre condições de um habitat e as espécies associadas é essencial para a conservação.

Índices de integridade ecológica são ferramentas úteis de avaliação do estado do funcionamento ecossistêmico (ANDREASEN *et al.*, 2001; KANDZIORA *et al.*, 2013), capazes de capturar a complexidade de dado ecossistema por meio de informações mensuráveis, como a composição (riqueza de espécies, riqueza de grupos de espécies), estrutura (métricas de paisagem, luminosidade, etc.) e funcionamento (dispersão de sementes, sucessão ecológica, etc.), além de utilizar variáveis sensíveis a diferentes fontes de degradação e considerando efeitos sob diferentes níveis de organização ecológica (DALE; BEYELER, 2001; NIEMI; MCDONALD, 2004). Além da aplicação na gestão de áreas de conservação, os índices de integridade ecológica podem permitir a comparação entre áreas consideradas pristinas (como unidades de conservação; KARR; CHU, 1997; mas veja também LEVIS *et al.*, 2017) e áreas sob diferentes níveis de degradação. Assim, é possível investigar as principais fontes da perda de integridade nestes locais, ou ainda identificar o efeito destas alterações sobre os organismos ali presentes.

A forma como um organismo responde à degradação ambiental depende diretamente de sua ecologia. Além dos fatores endógenos que regem as populações (*e.g.* densidade-dependência), plantas climáticas são fortemente afetadas pelas condições ambientais durante o recrutamento (REIS *et al.*, 1996; SILVA *et al.*, 2009). Os fatores bióticos também têm papel chave no recrutamento e dinâmica de plantas: ao reduzir o número de sementes próximo à planta-mãe, seja por predação ou dispersão das sementes, os animais reduzem a densidade de juvenis próximos aos adultos, aumentando a chance de recrutamento de novos indivíduos (CORDEIRO; HOWE, 2001; JORDANO *et al.*, 2006; MCCONKEY; DRAKE, 2006). Todos estes fatores podem atuar como gargalos para o recrutamento, reduzindo ou anulando a chance de transição entre os estágios de desenvolvimento (ROTHER *et al.*, 2013). A degradação das condições físicas e/ou bióticas de um ambiente podem representar afunilamento de gargalos (BORAH; BECKMAN, 2022; CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006; TABARELLI *et al.*, 2010; TOWNSEND *et al.*, 2009), que se muito intensos podem

levar a um declínio populacional, reduzindo a viabilidade da população e causando, finalmente, sua extinção local (GILPIN; SOULÉ, 1986).

Posto isso, é importante que a avaliação do recrutamento e dinâmica de populações de plantas leve em conta os aspectos do ambiente em que a população está inserida (LICHTER, 2000; REIS, 1995). Devido a sua representatividade como espécie climácica (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006) e sua relevância ecológica (MULER *et al.*, 2014), *Euterpe edulis* vem sendo amplamente estudada. Dentre os trabalhos que abordaram a estrutura e dinâmica de suas populações, observa-se um padrão geral de populações com muitos indivíduos jovens, formando bancos de plântulas, e com distribuição de frequência das classes de desenvolvimento na forma de um J invertido (REIS *et al.*, 1996; SILVA MATOS *et al.*, 1999). Entretanto, tem-se uma grande variação na densidade de indivíduos, tanto jovens quanto adultos, observados em um mesmo local ou ainda em diferentes regiões (PORTELA *et al.*, 2010; MILANESI *et al.*, 2021; FANTINI; GURIES, 2007; REIS *et al.*, 1996). Dentre todos os estudos publicados, poucos avaliaram as condições ecológicas em que as populações estão inseridas ou avaliaram quais fatores são potencialmente relevantes para estruturação destas populações, ainda que fatores associados à integridade dos ambientes pareçam importantes (LEAL *et al.*, 2021; ROTHER *et al.*, 2016).

Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar a estrutura populacional de *Euterpe edulis* em remanescentes florestais sob diferentes graus de integridade ecológica na Mata Atlântica de Interior, e determinar como características do ambiente e fatores bióticos podem condicionar a estruturação de suas populações. Nossa hipótese é que a redução de integridade ecológica afeta a estrutura e reduz a viabilidade de populações de *Euterpe edulis*. Isso porque, com a redução da integridade, a adequação ambiental e a frequência de interações bióticas serão reduzidas gerando gargalos na regeneração da espécie.

## 2.2.2 Material e Métodos

### *Área de estudo*

As coletas foram realizadas em quatro remanescentes florestais com tamanho, estado e grau de proteção legal distintos na região oeste do Paraná, Brasil (Figura 2). Todas as áreas fazem parte da Mata Atlântica de Interior (TABARELLI *et al.*, 2010) sob predominância da Floresta Estacional Semidecidual (FES), embora sejam influenciadas pela Floresta Ombrófila Mista (FOM). Optou-se por esta região dado a intensa exploração das Mata Atlântica de Interior (TABARELLI *et al.*, 2012), e a escassez de dados sobre *E. edulis* nestes locais



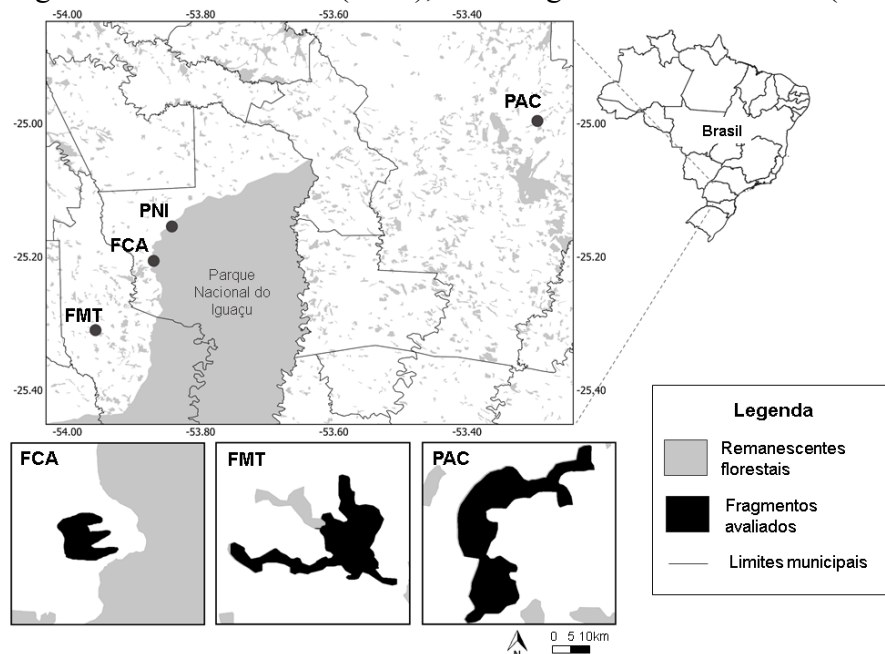
(GATTI *et al.*, 2008). O clima da área de estudo é classificado como subtropical (Cfa) segundo Köppen (1948), com precipitação média anual entre 1,800 – 2,000 mm, e sem estação seca definida (IAPAR, 2019). Para esta pesquisa, buscamos remanescentes florestais localizados em zona rural e com presença confirmada de indivíduos adultos de *E. edulis*. Foram encontrados três fragmentos que atendiam a estes critérios e uma unidade de conservação federal, os quais estão caracterizados na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização dos remanescentes florestais amostrados neste trabalho. Os remanescentes receberam identificações pelas quais passarão a ser referenciados ao longo do texto.

Identificação	Localização	Tamanho (ha)	Categoria	Matriz <sup>1</sup>
<b>PNI</b>	Céu Azul- PR	185 262	Parque Nacional	Área urbana, agropecuária
<b>PAC</b>	Cascavel – PR	135	Parque Municipal	Agropecuária, área urbana, silvicultura
<b>FMT</b>	Matelândia – PR	110	Reserva Legal	Agropecuária
<b>FCA</b>	Céu Azul – PR	24	Área de Proteção Permanente	Agropecuária, silvicultura

Matriz: delimitada considerando *buffer* com raio de 2km a partir do ponto central da amostragem, utilizando dados do MapBiomas – Coleção 6 (<https://mapbiomas.org/>), e o plugin Landscape ecology Statistics (LecoS - QGIS).

Figura 7 – Localização das áreas de coleta, onde observam-se os fragmentos a região amostrada no Parque Nacional do Iguaçu (PNI), no Parque Ambiental de Cascavel (PAC), no Fragmento em Matelândia (FMT), e no Fragmento em Céu Azul (FCA).



O Parque Nacional do Iguaçu (PNI; Fig 7 - i), faz parte uma grande área de floresta contínua, e é considerado o maior remanescente de Mata Atlântica do sul do Brasil (Ribeiro *et al.*, 2009). Na área estão confirmadas presença de diversas espécies da fauna e flora ameaçados de extinção (SOUZA *et al.*, 2017; XAVIER DA SILVA *et al.*, 2018), ainda que a caça e retirada ilegal de palmito sejam práticas comuns em algumas regiões do Parque. Para este trabalho, optamos por uma região pouco explorada nesse sentido. Especificamente a região amostrada (porção norte do Parque) é caracterizada como FES Montana, com espécies de maior expressão sendo *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., *SoroPCA bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer, *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg., e *Ocotea silvestris* Vattimo-Gil, além do próprio *E. edulis* (SOUZA *et al.*, 2017).

O Parque Ambiental de Cascavel “Suelly Marcondes de Moura Festugatto” (PAC; Fig. 7 - ii) foi parte de uma fazenda, sendo promovida a parque municipal há 23 anos. A área, que sofreu com extração seletiva de madeira no passado, faz parte de um importante corredor ecológico na região (BROCARD; CÂNDIDO JÚNIOR, 2012). No PAC, a distribuição de *E. edulis* está restrita a uma região do Parque, onde foi realizada a amostragem. No PAC, a FOM sofre influência da FES, formando um ecótono com a presença de espécies arbóreas como *A. polyneuron*, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Cedrela fissilis* Vell., *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., além de muitos taquarais nativos (Poaceae) ao longo de todo fragmento.

Já o fragmento em Matelândia (FMT; Fig. 7 - iii) está localizado em uma propriedade rural, sendo entremeado por duas estradas rurais não pavimentadas. Em seus 110 ha são encontradas espécies secundárias tardias e clímax típicas da FES como *C. canjerana*, *A. polyneuron*, além de outras como *Jacaratia spinosa* (Aubli) A. DC.) e *Ficus sp.*, sendo que o proprietário executa manejo não licenciado na área, como a remoção de cipós.

Finalmente, tem-se o fragmento em Céu Azul (FCA; Fig. 7 - iv) também localizado em uma propriedade rural nas proximidades do Parna Iguaçu. A área contém uma diversidade de ambientes, como áreas de mata densa com presença de espécies como *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake, *Syagrus romanzoffiana*, *Cordia sp.* e *Ficus sp.*, regiões dominadas por taquarais (Poaceae) e amplas trilhas abertas pelo gado que acessa a área em busca de água.

#### *A espécie alvo*

Nossa espécie alvo foi *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae), popularmente conhecido como palmito-juçara ou palmitheiro. A espécie se distribui desde o sul da Bahia até o Rio

Grande do Sul, Argentina e Paraguai (SOUZA; PREVEDELLO, 2019). *E. edulis* foi amplamente explorada no passado para a retirada do palmito (meristema apical), o que leva à morte dos indivíduos e levou a extinção local de algumas populações (GALETTI; ALEIXO, 1998). A espécie apresenta populações com o padrão típico de “J” invertido ou deitado, com muitos indivíduos jovens e poucos adultos, sendo que os indivíduos se tornam maduros entre seis e oito anos de vida (BOVI *et al.*, 1988). Hoje, o palmito desponta como uma espécie de relevante papel econômico e ecológico (BRANCALION *et al.*, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2017).

O palmito-juçara produz frutos por longos períodos do ano, o que os torna um importante recurso alimentar nas florestas em que a espécie ocorre, especialmente durante meses de baixa abundância de alimentos (FADINI *et al.*, 2009; REIS; KAGEYAMA, 2000). Dos animais que se alimentam dos frutos, muitos dispersam as sementes, aumentando as chances de sobrevivência destas e favorecendo o fluxo gênico dentro das populações da planta (BARROS LEITE *et al.*, 2012; SEOANE *et al.*, 2005; SOARES *et al.*, 2019). Os frutos são do tipo drupa, com sementes recalcitrantes e relativamente grandes (13 mm; PIZO *et al.*, 2006). Neste trabalho, o conjunto semente e endocarpo será tratado como “semente” (HENDERSON, 2000; REIS; KAGEYAMA, 2000), e “semente” mais epicarpo e mesocarpo, como fruto.

#### *Coleta de dados*

As coletas foram realizadas nos primeiros semestres de 2021 e de 2022, durante o período de frutificação de *Euterpe edulis* na região (mar-jul). Foram coletadas informações para caracterização ambiental dos remanescentes florestais, sobre remoção e predação de sementes, além de dados populacionais da espécie em cada local amostrado.

Para a caracterização ambiental, foram instaladas 12 parcelas de 12 × 12 m, distantes ao menos 20 m entre si e a 30 m da borda, em cada área. Nas parcelas foram coletados cobertura de dossel (aplicativo HabitApp), diâmetro à altura do peito (DAP) e densidade média das árvores com DAP ≥ 10 cm. Com os dados de densidade e DAP das árvores, foram calculadas a área basal, a distribuição diamétrica, e a amplitude média do DAP, dados utilizados para classificar o estágio sucessional de cada parcela amostrada conforme Resolução CONAMA 02/1994 (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 1994). Ainda de acordo com esta Resolução, foram considerados a presença de lianas, epífitas e gramíneas (se raras, poucas ou abundantes), e o número de estratos florestais em cada parcela. Nas mesmas

parcelas foram obtidos dados de abundância de adultos de *E. edulis*, posteriormente convertidos em densidade por área. Também foram obtidos o tamanho dos remanescentes florestais amostrados (ha) e seu perímetro por meio do aplicativo Google Earth.

Para avaliar a remoção de frutos e predação de frutos, procedemos com avaliações experimentais. O experimento de remoção ocorreu entre abril e maio de 2021, no pico de frutificação de *E. edulis* na região. Foram selecionados 10 indivíduos adultos de *E. edulis* em cada remanescente, preferencialmente não frutificando e distantes entre si (o que nem sempre foi possível em áreas com baixa densidade de adultos). Sob estas plantas, foi instalado um quadrado de 40 × 40 cm à dois metros de distância de sua base. Dentro dos quadrados foram removidas todas as sementes de *E. edulis* visíveis, e então colocados frutos em diferentes abundâncias (quatro quadrados com 10, três armadilhas com 20, e três armadilhas com 40 unidades de frutos por remanescente). Os frutos foram coletados em cada área diretamente do cacho, com auxílio de podão e peconhas. Após sete dias, frutos ou sementes não encontrados no quadrado foram considerados removidos. Frutos ou sementes não removidos foram coletados e avaliados posteriormente, em laboratório, e categorizados em: predados (frutos não removidos, despulpados ou não, com sinais de ataque por insetos brocadores, fungos ou roedores) ou disponíveis (frutos não removidos; despulpados ou não, sem sinal de ataque por insetos brocadores, fungos ou roedores). A cada semana foram deixados novos frutos em cada quadrado, totalizando o acompanhamento do desfecho para 660 frutos em cada área ao longo de três semanas.

Para o estudo da estrutura populacional, foram selecionados 12 indivíduos adultos de *E. edulis*, dentre os quais 10 eram os mesmos utilizados para o experimento de remoção. A partir destes indivíduos, georreferenciados e identificados com plaquetas metálicas, foi delimitada uma transeção de 10 metros de comprimento, desenhada de forma a evitar outros adultos próximos. Ao longo da transeção foram demarcados pontos de amostragem circulares a cada 2 m, com 1 m de raio cada, no interior das quais foram contabilizados o número de plantas jovens. Os palmitos jovens encontrados foram contabilizados e categorizados em cinco estágios ontogenéticos (como proposto por PORTELA; SANTOS, 2011) em (a) Plântula: indivíduos com folhas palmadas; (b) Infante: indivíduos com folhas pinadas e sem estipe aparente; (c) Jovem: indivíduo com estipe aparente e diâmetro a altura do solo (DAS) ≤ 52 mm; (d) Imaturo: indivíduo com estipe aparente e DAS > 52 mm; (e) Adulto: indivíduo com sinal de eventos reprodutivos, como presença de inflorescência ou cachos.

### *Análise de dados*

O tamanho do fragmento foi utilizado, juntamente a cobertura de dossel e estágio de sucessão, para a construção de um índice de integridade ecológica. Para construção do índice seguimos as recomendações de ANDREASEN *et al.* (2001). A variável ‘tamanho’ é única para cada fragmento, e foi previamente convertida para logaritmos naturais dada a variação entre o tamanho do Parna Iguaçu e dos demais remanescentes amostrados. Já para cobertura de dossel e estágio de sucessão ecológica, foram utilizados valores de cada ponto amostral em cada remanescente (associado as parcelas onde também foram coletados os dados de densidade populacional de *E. edulis*). Para a variável sucessão ecológica (qualitativa) atribuímos valores crescentes de acordo com o estágio sucessional, sendo 100 para sucessão inicial, 200 para sucessão intermediária, e 300 para clímax. As variáveis foram então tabeladas e padronizadas entre 0 e 1 (decostand = range; R Core Team, 2022), e após isso somadas. O valor máximo do índice é 3, que representa o ponto com maior integridade ecológica (os valores obtidos para cada ponto amostral por remanescente podem ser conferidos na Tabela 3; para mais informações, ver Apêndice A).

Para testar quais fatores influenciaram a remoção, a predação e o número de sementes disponíveis em cada local, ajustamos modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMM). Os três modelos seguiram a mesma estrutura básica, em que remoção, predação ou sementes disponíveis foram as variáveis-resposta, e o total de sementes inicialmente ofertado e cada um dos quatro locais como efeitos fixos. Incluímos o quadrado aninhado a cada local como efeito aleatório, de forma a controlar para o delineamento e a repetição das medidas em cada quadrado. A distribuição beta-binomial foi determinada como a mais apropriada para a natureza de nossa variável resposta (sucessos e insucessos) e para corrigir a variação dos dados, que outras distribuições não conseguiram ajustar adequadamente. Calculamos os GLMMs com o pacote glmmTMB (Brooks *et al.*, 2017) e usamos o pacote DHARMA (HARTIG, 2022) para verificar o cumprimento dos pressupostos do modelo (homocedasticidade, presença de valores extremos e sobredispersão), ambos no R (R CORE TEAM 2022). Com base nos modelos ajustados, calculamos valores previstos para as proporções de remoção, predação e número de sementes disponíveis em cada transeção, assumindo um valor fixo de 20 frutos.

Para testar nossa principal hipótese, de que as populações de *E. edulis* seriam influenciadas direta e indiretamente pela integridade do habitat posto modificações nas

condições ambientais e bióticas associadas, estimamos Modelos de Equações Estruturais Bayesianas (BSEM; pacote *blavaan*; MERKLE; ROSSEEL, 2018; MERKLE *et al.*, 2021). Com base na ideia de que a integridade ecológica é um fator relevante e que atua de forma direta e indireta sobre a estrutura populacional de *E. edulis*, traçamos relações diretas entre a integridade e a abundância dos diferentes estágios de desenvolvimento da planta, e relações indiretas, mediadas por efeitos da integridade sobre a remoção, a predação e a disponibilidade de frutos e sementes e, então, destas com a abundância dos estágios (Figura 8). Dada a grande variação de abundância de recrutas de *E. edulis* entre os pontos amostrais, estes dados foram convertidos em logaritmos naturais.

Os modelos foram computados com a priores (“priors”) não informativas, e a distribuição posterior dos parâmetros calculada sempre usando três cadeias, ambas com 2.000 amostras de ajuste inicial (“burn-in”) e total de 5.000 amostras. Como um critério geral para o ajuste do modelo proposto, computamos a probabilidade preditiva posterior (*posterior predictive probability* ou PPP), onde valores de PPP > 0,05 indicam um bom ajuste dos dados ao modelo. Para validação do modelo, também consideramos se as variáveis ou parâmetros convergiram em termos de um equilíbrio na distribuição posterior ( $\hat{r} < 1.2$ ; MERKLE; ROSSEEL, 2018; MERKLE *et al.*, 2021). Por fim, cada relação proposta foi inspecionada por meio do cálculo do intervalo de densidade posterior máximo (*Highest Posterior Density intervals*) de 95% para cada coeficiente de regressão e considerados estatisticamente relevantes se estes intervalos não incluíam o valor zero. A seleção entre configurações alternativas de relações entre variáveis foi feita por meio de validação cruzada do tipo “deixe-uma-de-fora” (*leave-one-out cross-validation* – LOOIC), onde o modelo com menor valor de LOOIC foi selecionado (MERKLE; ROSSEEL, 2018). A amostragem da distribuição posterior foi computada por meio do alvo “stan”, dado o incremento na eficiência e velocidade na amostragem final do modelo (MERKLE *et al.*, 2021). O modelo final foi representado com os coeficientes de regressão padronizados (*standardized posterior path coefficients*) para permitir a comparação direta do tamanho do efeito estimado de cada relação e, assim, identificar mais facilmente potenciais gargalos na estrutura populacional e na viabilidade das populações avaliadas.

### 2.2.3 Resultados

#### 2.2.3.1 Caracterização ambiental e índice de integridade ecológica

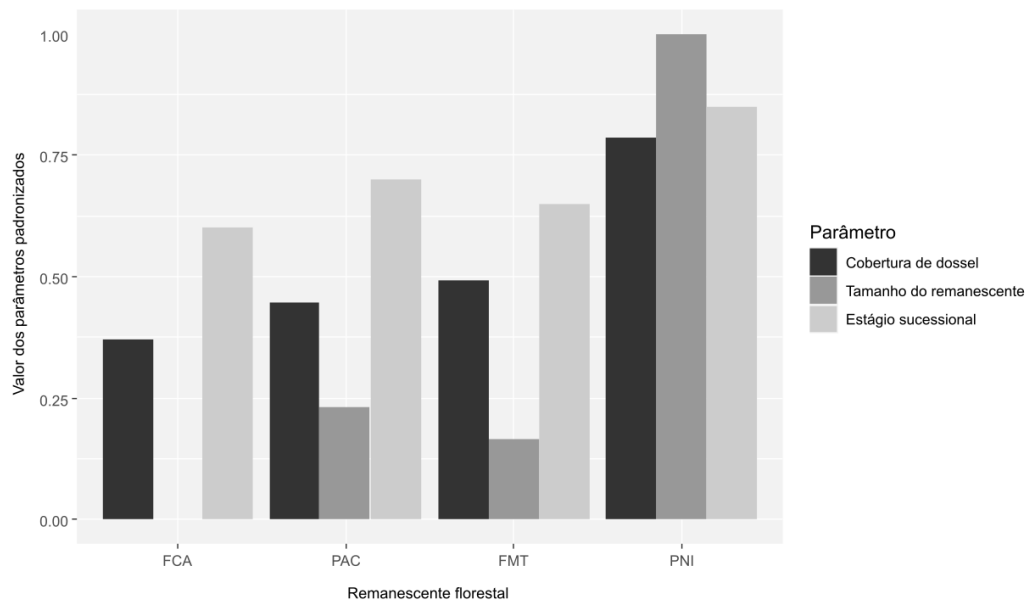
Os remanescentes apresentaram condições ambientais distintas, e sugerindo uma relação com um gradiente de integridade ecológica. Os maiores valores de cobertura de dossel e de densidade de árvores foram obtidos no PNI (Tabela 3), sendo que o Parque também apresentou pouca variação nos dados comparado às demais áreas. Segundo o índice de integridade ecológica calculado, o PNI se destacou como o remanescente mais íntegro dentre os avaliados, seguido por FMT, PAC e finalmente por FCA, a área com o menor valor de integridade ecológica (Figura 8).

Tabela 3 – Caracterização ambiental de quatro remanescentes florestais de Mata Atlântica de Interior (FOM e FES) no Oeste do Paraná, Brasil

Remanescente	Tamanho (log)	Cobertura de dossel (%)	Densidade de árvores (ind ha <sup>-1</sup> )	Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Integridade ecológica <sup>1</sup>
FCA	1,38	74 ± 10	635	38± 22	1,07
PAC	2,27	75 ± 7	530	47± 70	1,23
FMT	2,02	77 ± 6	834	36± 16	1,41
PNI	5,27	81 ± 5	870	39 ± 16	2,74

<sup>1</sup> Calculado a partir do índice criado.

Figura 8 – Valor dos parâmetros do índice de integridade ecológica de quatro remanescentes florestais na Mata Atlântica de Interior. A soma dos parâmetros resulta no valor de integridade ecológica para cada área, sendo que locais mais íntegros apresentam valores próximos a três. Remanescentes: FCA (Fragmento em Céu Azul), PAC (Parque Ambiental de Cascavel), FMT (Fragmento em Matelândia) e PNI (Parque Nacional do Iguazu).



### 2.2.3.2 Destino dos frutos e sementes de *Euterpe edulis*

A proporção de remoção de frutos não seguiu um gradiente de integridade ecológica, especialmente devido às altas taxas de remoção tanto sob alta, quanto baixa integridade, e baixas taxas em áreas com integridade intermediária (GLMM,  $Z = -4.580$ ;  $P < 0.001$ ). Em todos os locais, observou-se uma relação quadrática entre remoção e número de frutos disponíveis, com saturação em 20 frutos (GLMM,  $Z = -2,145$ ;  $P = 0,032$ ; Figura 9). A predação das sementes também foi distinta entre os fragmentos, sendo menor em PAC (GLMM;  $Z = -3,433$ ;  $P < 0,001$ ). Enquanto o ataque por roedores foi similar entre as áreas, insetos brocadores e fungos foram especialmente comuns nas áreas com integridade intermediária (FMT e PAC) (GLMM;  $Z = 2,926$ ;  $P < 0,003$ ). Ao final, o número de sementes disponíveis foi significativamente maior em todos os fragmentos em relação ao PNI (GLMM;  $Z = -5,616$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 10).

Figura 9 – Padrões do experimento de remoção e predação de sementes de *Euterpe edulis* em remanescentes de Mata Atlântica de Interior, onde (A) observa-se uma relação quadrática entre o número de frutos no experimento e a remoção, e (B) que o número de sementes disponíveis (não removidas ou predadas) é menor quando há oferta de quantidades intermediárias de frutos.

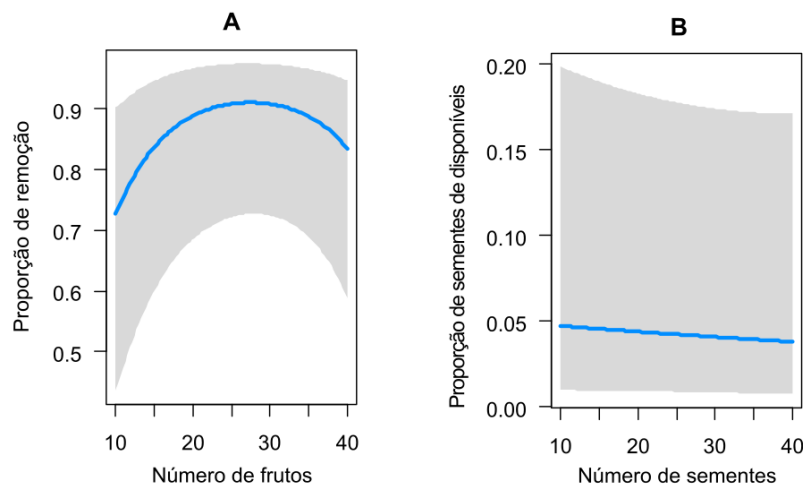
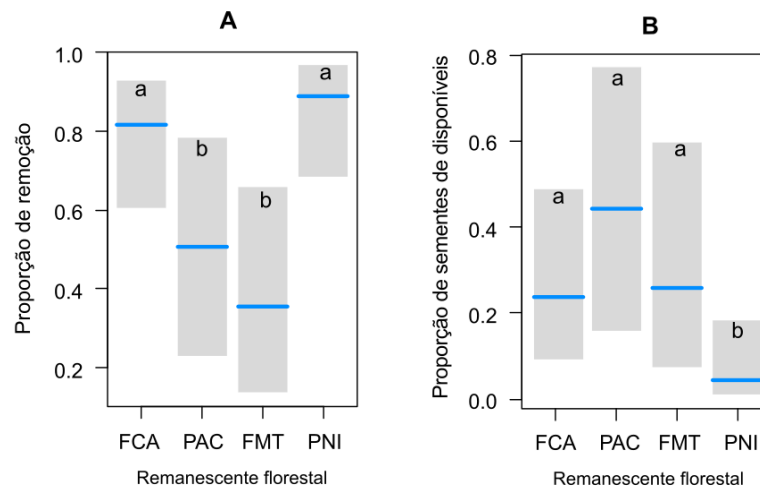


Figura 10 – Proporções de remoção de frutos e de abundância de sementes de *Euterpe edulis* disponíveis em remanescentes de Mata Atlântica de Interior. (A) Observa-se que a proporção de remoção foi maior nos remanescentes de maior e menor integridade ecológica (PNI e FCA); (B) O número de sementes disponíveis após o experimento foi menor no local mais íntegro avaliado (PNI). Letras distintas indicam grupos estatisticamente distintos





### 2.2.3.3 Estrutura populacional de *E. edulis* sob diferentes condições de integridade ecológica

A estrutura das populações de *E. edulis* foi similar nas duas áreas de maior integridade ecológica (PNI e FMT), onde seguiu o modelo J invertido (Figura 11). Ainda que algo semelhante tenha sido observado em FCA e PAC, nestes locais a abundância de indivíduos mais velhos (Imaturos) foi menor ou nula. A população em PAC apresentou a maior abundância de recrutas e a menor densidade de adultos de *E. edulis* entre as populações estudadas (Tabela 4). Em FCA, FMT e no PNI foram observados diversos indivíduos Imaturos mortos ainda em pé, sem o meristema apical ou coroa (Figura 12). Ainda em FMT, foram encontrados sinais de retirada ilegal de palmito (Figura 12), os quais indicam exploração atual e pretérita.

Figura 11 – Estrutura etária das populações de *Euterpe edulis* avaliadas em quatro remanescentes florestais de Mata Atlântica de Interior. As abundâncias foram logaritimizadas (base 10) para melhor visualização.

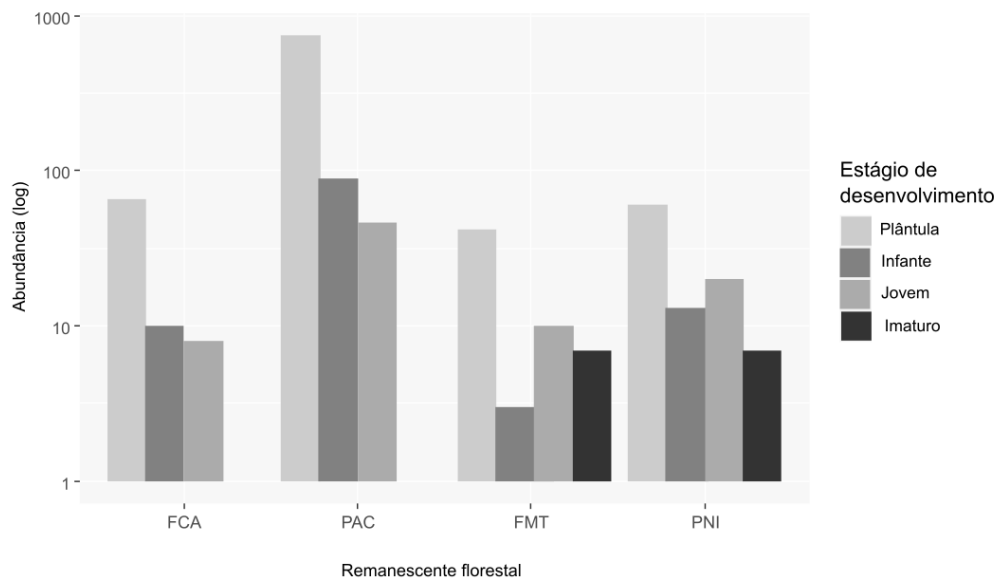


Tabela 4 – Estimativa das densidades de jovens e adultos de *Euterpe edulis* em quatro remanescentes florestais no Oeste do Paraná.

População	Densidade de plântulas (ha)	Densidade de adultos (ha)	Relação de plântulas/adultos
FCA	4,204	58	72
PAC	30,747 <sup>1</sup>	41	750
FMT	2,972	93	32
PNI	4,857	116	42

<sup>1</sup>Densidade estimada para o trecho onde a espécie é encontrada no remanescente.

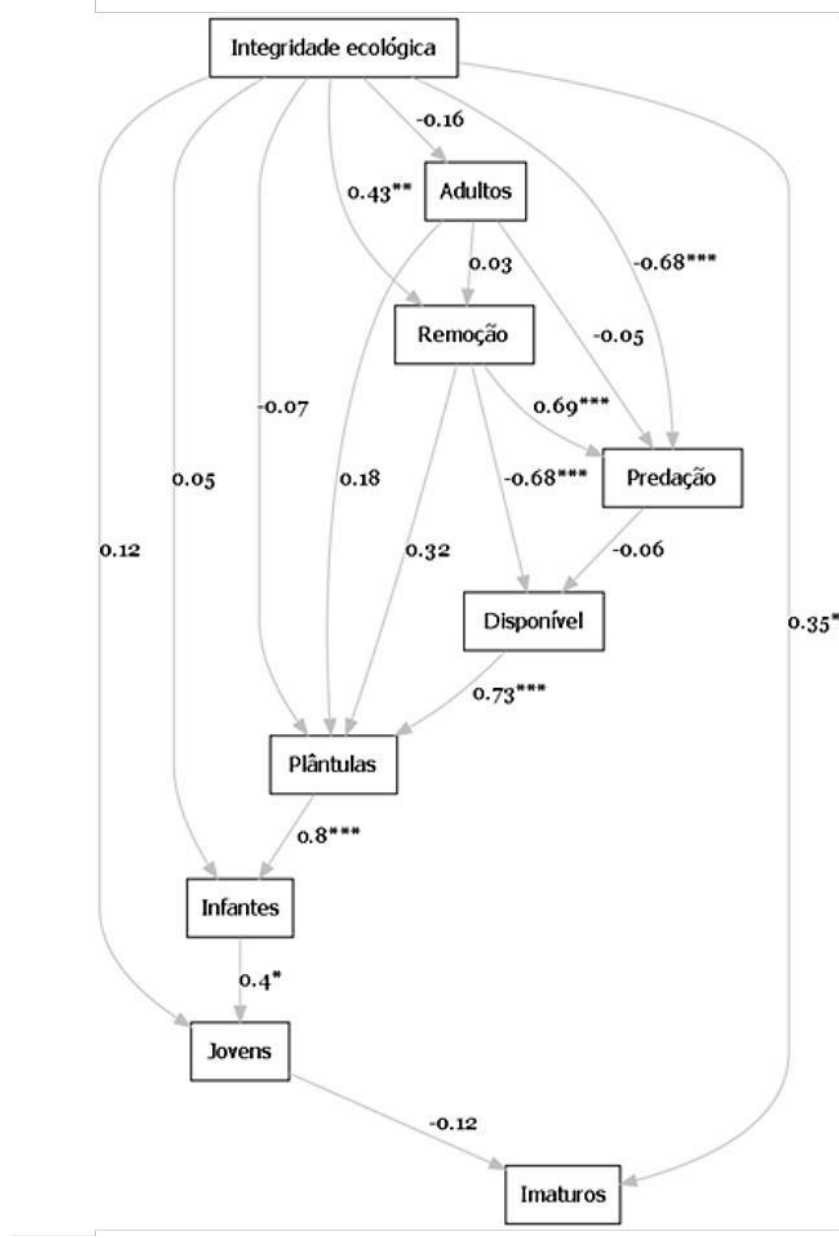
Figura 12 – Eventos de exploração de *Euterpe edulis* registrados em FMT, onde (A) nota-se o indivíduo Imaturo de *E. edulis*, em pé, sem a coroa (folhas e meristema apical), o que indica a ação de predadores como *Sapajus nigritus*, e (B) indivíduos adultos de *E. edulis* cortados e com o meristema apical (palmito) removido, o que indica ação predatória humana.



#### 2.2.3.4 Análise de caminhos para o destino dos frutos e abundância de recrutas de *E. edulis*

A integridade do habitat afeta a abundância de juvenis de *E. edulis* direta e indiretamente. Os dados coletados indicaram bom suporte ao modelo geral proposto e selecionado (análise de equações estruturais bayesiana, PPP = 0,513), com todos os coeficientes alcançando convergência ( $\hat{r} < 1.2$ ), mesmo que nem todas as relações tenham sido determinadas como estatisticamente relevantes. A abundância de Imaturos se relacionou com a integridade ecológica (indicado por coeficientes de regressão padronizados, obtidos pela amostragem da distribuição posterior da análise, e com intervalo de credibilidade acima de zero; Figura 13). Enquanto a remoção de frutos foi maior em locais mais íntegros, a predação e número final de sementes disponíveis diminuiu com o aumento da integridade (mesmos critérios estatísticos que no caso anterior). Ademais, houve uma relação positiva entre a abundância de recrutas e seu estágio de desenvolvimento seguinte (exceto entre Jovens e Imaturos), e redução do número de sementes disponíveis ao fim do experimento quanto maior foi o número de frutos predados e/ou removidos (Figura 13).

Figura 13 – Efeitos diretos e indiretos da integridade ecológica sobre o destino dos frutos e sementes e sobre a estrutura populacional de *Euterpe edulis*. \* = Caminhos relevantes estatisticamente (intervalo de credibilidade bayesiano distinto de zero para o coeficiente). O sinal do coeficiente indica direção das relações determinadas pelos dados.



#### 2.2.4 Discussão

Nossa hipótese principal foi corroborada, uma vez que encontramos relações diretas e indiretas entre a integridade ecológica e a estrutura populacional de *E. edulis*. Como esperávamos, a remoção aumentou e a predação de sementes diminuiu em habitats mais íntegros, onde o número de sementes disponíveis para germinação foi menor. Com menos sementes disponíveis, a abundância de recrutas também foi menor. Encontramos ainda uma relação positiva entre a integridade ecológica e a abundância de Imaturos, que é um estágio de desenvolvimento chave para a manutenção de populações viáveis de *E. edulis*. Observamos

que mesmo hábitats com proporções similares na ação de dispersores e predadores de sementes, ou com condições ambientais similares, apresentaram manchas de *E. edulis* com estruturas populacionais distintas. Assim, nossos dados sugerem tanto padrões relativamente esperados quanto a existência de diferentes gargalos para a espécie, mas que dão origem a populações com características únicas em cada remanescente florestal.

As condições ambientais observadas nos remanescentes avaliados foram diferentes entre si, o que era esperado dados os aspectos históricos e da paisagem em cada área. A grande variação na cobertura de dossel encontrados nos hábitats de menor integridade (FCA e PCA) indica a existência de antigas clareiras nestes locais, possivelmente reflexo de perturbações ambientais (CRUZ *et al.*, 2018). A densidade de árvores observada nos remanescentes aqui avaliados foi no máximo a metade do valor encontrado em outros estudos nas mesmas fitofisionomias (1,213 ind. ha<sup>-1</sup> – SOUZA *et al.*, 2017; >1,327 ind. ha<sup>-1</sup> - VIANI *et al.*, 2011), o que se deve à diferença nos critérios de inclusão (aqui DAP ≥ 10 cm e nos demais estudos DAP ≥ 5 cm). É importante que a densidade de árvores seja interpretada em conjunto com a área basal, já que juntas estas variáveis podem fornecer pistas sobre o grau de conservação (DIAS NETO *et al.*, 2009; WRIGHT, 2002). Uma baixa densidade de árvores, porém com elevada área basal pode indicar estágio sucessional avançado, como encontrado nos locais com maior integridade ecológica (PNI e FMT). Poderiam ser incluídos outros parâmetros que não fizeram parte do índice de integridade ecológico aqui usado, como variáveis de composição (riqueza ou presença de espécies). Medeiros & Torezan (2012) apontam que a própria presença de *Euterpe edulis* é um indicativo da integridade biológica na FES, mas que poderia ser insuficiente como indicador de integridade ecológica em nosso estudo, já que esteve presente em todas as áreas avaliadas, mas com diferenças populacionais. Assim, salienta-se que a avaliação da condição de integridade de um remanescente depende da quantificação e interpretação de diversas variáveis, bióticas e abióticas, limitando o poder de explicação do índice aqui aplicado, mas capturando ao menos parte da informação relevante para este fim.

A maior proporção de remoção de frutos de *E. edulis* ocorreu na área de floresta com maior integridade (PNI), o que está de acordo com o esperado. Apesar de a remoção neste local não ter diferido do encontrado para o menos íntegro dos fragmentos (FCA), o que possivelmente está relacionado aos efeitos da conectividade de FCA a uma área de floresta contínua (JESUS *et al.*, 2012), encontramos uma relação positiva entre a remoção de frutos e a integridade ecológica dos locais. Com a perda da integridade, há modificações na comunidade de fauna local como a perda de aves e mamíferos de grande porte (*e.g.*

defaunação), o que leva ao desaparecimento de dispersores, e conseqüentemente, redução da remoção e dispersão especialmente das grandes sementes (GALETTI *et al.*, 2015; YOUNG *et al.*, 2016; PÉREZ-MENDEZ *et al.*, 2016). A alta remoção observada em PNI e FCA sugere ainda que os frutos que caem no solo são visados pela fauna, não sendo consumidos exclusiva ou quase exclusivamente por espécies que se alimentam diretamente no cacho ou no dossel como observado por Silva & dos Reis (2019). Já o padrão quadrático de remoção observado dentro de cada local pode estar associado à saciedade da fauna, dado que o experimento ocorreu durante o pico de frutificação da espécie, podendo ter saciado os animais dada a grande disponibilidade de frutos (*e.g.* ROMO *et al.*, 2004).

Encontramos uma relação negativa entre a predação de frutos e sementes e a integridade ecológica dos locais. A perda de predadores de topo e competidores causada pela perda de integridade ecológica pode favorecer o aumento da abundância de pequenos predadores de sementes, levando ao aumento da predação em áreas defaunadas (*e.g.* FADINI *et al.* 2009; TERBORGH *et al.* 2001). A relação negativa observada entre a integridade ecológica e a predação de sementes também pode estar relacionado a outras relações complexas existentes dentro das florestas tropicais, que são alteradas pela degradação (BROCARDO *et al.*, 2018 GALETTI *et al.*, 2015). Considerando a remoção e predação dos frutos, o que se observou aqui foi uma reduzida abundância de sementes disponíveis para germinação nas áreas mais íntegras. Se por um lado a abundância de sementes disponíveis potencializa a germinação (SILVA & REIS, 2019; REIS, 1995), por outro torna os recrutas confinados às proximidades dos indivíduos parentais nos remanescentes, o que pode afetar as chances de sobrevivência e estabelecimento dada a grande chance de competição intraespecífica sob estas condições (SILVA MATOS *et al.*, 1999).

A estrutura populacional indica um estado distinto para as populações de cada local. No local com maior integridade ecológica (PNI), a densidade de adultos de *E. edulis* está dentro da média encontrada por outros autores (84 ind. ha<sup>-1</sup>, PORTELA *et al.*, 2010; 187 ind. ha<sup>-1</sup>, FANTINI; GURIES, 2007; 291 ind. ha<sup>-1</sup>, MILANESI *et al.*, 2021; 61 ind. ha<sup>-1</sup>, REIS *et al.*, 1996). Ainda, a manutenção das populações parece viável em todos os locais, exceto PCA, ao considerar apenas a densidade de adultos da espécie que deveria ser > 50 ind. ha<sup>-1</sup>, segundo critério proposto por Freckleton *et al.*, (2003). Porém, ao avaliar os regenerantes das populações de *E. edulis*, apenas nas duas áreas de maior integridade ecológica (PNI e FMT) foram encontrados indivíduos em todos os estágios de desenvolvimento, sugerindo que áreas íntegras são mais apropriadas para alcançar a viabilidade populacional e potencializar a regeneração da espécie (REIS *et al.*, 1996). Ainda assim, nos locais mais íntegros de nosso

estudo a proporção de plântulas por adulto foi  $< 42$  ind., o que parece um padrão consistente para ao menos PCA e PNI (Capítulo 1). Este valor é menor do que o observado por outros autores (PORTELA *et al.*, 2010; MELITO *et al.*, 2014; SEOANE, 2007), o que pode estar relacionado com características da fitofisionomia em que estes trabalhos foram realizados (Floresta Ombrófila Densa - FOD). Variações na disponibilidade de água devido ao clima sazonal e de luminosidade associados à deciduidade (HOGAN *et al.*, 1995; IBGE, 2012) podem limitar o recrutamento de *E. edulis* na FES e explicar, em parte, a baixa abundância de recrutas encontrado em todos os remanescentes avaliados neste trabalho. Entretanto, os dados para concluir sobre esta relação são ainda insuficientes.

Tanto as condições ambientais, consideradas no cálculo da integridade ecológica, quanto o número de sementes disponíveis se relacionaram com a abundância de regenerantes de *E. edulis*. Uma relação entre a abundância de árvores e a perda e a fragmentação de habitats afetando negativamente a abundância de recrutas de *E. edulis* já foi encontrada anteriormente (FANTINI; GURIES, 2007; LEAL *et al.*, 2021), mas parece provável que estes efeitos sejam potencializados pela interação entre os fatores considerados no índice. Isto porque, assim como nós, outros autores também não detectaram influência da luminosidade sobre os recrutas isoladamente (CAPPELATTI; SCHMITT, 2015; MEYER; DORNELLES, 2009), ainda que a luz seja um recurso reconhecidamente importante para a espécie, e em especial para indivíduos Imaturos (REIS *et al.*, 1996). Da mesma forma, o número de sementes disponíveis é um fator-chave para o recrutamento de indivíduos, e está diretamente relacionado com a eficiência da remoção e predação de frutos e sementes (FADINI *et al.*, 2009). Com muitas sementes disponíveis para germinação, há uma maior densidade de recrutas tipo Plântulas, e por conseguinte maior competição intraespecífica, o que pode explicar a ausência de Imaturos em áreas de menor integridade (PAC e FCA). A baixa abundância de Imaturos observada pode ainda estar relacionada a predação por macacos-prego (*Sapajus nigritus*), dadas as características apresentadas pelos indivíduos mortos (PORTELA; DIRZO, 2020) e a frequência com que estes animais eram avistados nos dois locais mencionados. A baixa abundância de indivíduos Imaturos gera um importante gargalo na estrutura demográfica da população de *E. edulis* (FRECKLETON *et al.*, 2003), o que faz com que a viabilidade populacional e de regeneração da espécie em ambos os casos seja comprometida enquanto persistir esta situação.

Neste estudo, das quatro populações de *E. edulis* estudadas apenas duas parecem viáveis a longo prazo. Nossos resultados demonstram que a integridade ecológica, representada pela interação entre fatores da paisagem e dos locais em si (tamanho do

remanescente e cobertura de dossel) e funcionamento ecológico (estágio de sucessão), afeta a abundância de recrutas e de sementes de *E. edulis* disponíveis para germinação, levando a efeitos indiretos sobre a abundância de recrutas. Resta responder quais são as condições apresentadas por outros remanescentes florestais da Mata Atlântica de Interior, e qual é a viabilidade da manutenção de populações da espécie nestes locais. É possível que a estrutura populacional de *E. edulis* apresentada nos remanescentes menos íntegros seja fruto da extração da espécie no passado, ainda que esta hipótese seja pouco provável dada a estrutura da população observada em FMT, um local de alta integridade ecológica e cuja extração da espécie parece ocorrer há anos. Uma alta integridade ecológica ainda parece essencial para se garantir a sobrevivência de indivíduos de *E. edulis* até estágios mais tardios (Imaturos) e, assim, a completa regeneração populacional. Assim, é importante pensar em como assegurar a integridade do habitat nos remanescentes florestais, para que estes se tornem efetivos na preservação da biodiversidade e de populações viáveis das espécies, como determinado por lei (BRASIL, 2012; BRASIL, 2000).

### **2.2.5 Agradecimentos**

Ao meu companheiro Gabriel Barreto, por toda ajuda durante as coletas e redação deste manuscrito. Aos proprietários das áreas rurais em Matelândia e Céu Azul, respectivamente srs. Ivo Fávero e Maicon Boito, por autorizarem a coleta nas propriedades. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pela autorização das coletas, suporte técnico, e a todos os vigias do PIC de Céu Azul (Parna Iguaçu), especialmente ao seu Valdecir, pela ajuda. Aos professores e doutores Débora Cristina Rother, Nivaldo Peroni, Carlos Rodrigo Brocardo e Michele de Sá Dechoum e aos colegas do Laboratório de Diversidade & Conservação (divEcon, UFSC) pelas contribuições durante o processo de escrita. Ao Laboratório de Ecologia e Conservação (Unioeste) pelo suporte técnico durante as coletas e análise dos materiais. Este estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), sob regime de bolsa de mestrado (processo nº 88887.642988/2021-00).

### **2.2.6 Contribuições dos Autores**

K. A. Baggio elaborou o estudo, coletou e analisou os dados e escreveu a primeira versão do manuscrito. E. L. H. Giehl elaborou o estudo e analisou os dados. J. F. Cândido Jr.



elaborou o estudo. Todos os autores contribuíram durante a escrita e revisão desta versão do manuscrito.

Nenhum potencial conflito de interesse foi reportado pelos autores.

### 2.2.7 Referências

ANDREASEN, J. K.; O'NEILL, R. V.; NOSS, R.; SLOSSER, N. C. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 21–35, 2001.

BARROS LEITE, A.; BRANCALION, P. H. S.; GUEVARA, R.; GALETTI, M. Differential seed germination of a keystone palm (*Euterpe edulis*) dispersed by avian frugivores. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, n. 6, p. 615–618, 2012.

BORAH, B.; BECKMAN, N. G. Studying seed dispersal through the lens of movement ecology. **Oikos**, v. 2, 2022.

BOVI, M. L. A.; GODOY JR., G.; SÀES, L. A. **Pesquisas com os gêneros Euterpe e Bactris no Instituto Agrônomo de Campinas**. In Encontro Nacional de Pesquisadores em Palmito (EMBRAPA-CNPF). Curitiba: Embrapa Documentos, 1987.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, p. 455–470, 2010.

BROCARD, C. R.; CÂNDIDO JÚNIOR, J. F. Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de floresta ombrófila mista no estado do Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 301–310, 2012.

BROCARD, C. R.; PEDROSA, F.; GALETTI, M. Forest fragmentation and selective logging affect the seed survival and recruitment of a relictual conifer. **Forest Ecology and Management**, v. 408, p. 87–93, 2018.

BROOKS, M. E.; KRISTENSEN, K.; VAN BENTHEM, K. J.; MAGNUSSON, A.; BERG, C. W.; NIELSEN, A.; SKAUG, H. J.; MACHLER, M.; BOLKER, B. M. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. **The R Journal**, v. 9, n. 2, p. 378–400, 2017.

BRUNA, E. M.; FISKE, I. J.; TRAGER, M. D. Habitat fragmentation and plant populations: is what we know demographically irrelevant? **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 569–576, 2009.

CAPPELATTI, L.; SCHMITT, J. L. Distribuição espacial e estrutura populacional de Palmeiras (Arecaceae) em um fragmento de floresta ombrófila densa de terras baixas no sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 817–825, 2015.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná, em solos não degradados.** In Embrapa Florestas-Documents (INFOTECA-E). Colombo: Embrapa Florestas, 2006.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1733–1741, 2001.

CRUZ, M. P.; CAMPOS, J. B.; TOREZAN, J. M. D. Influência da topografia e da abertura do dossel na estrutura do componente herbáceo-arbustivo em dois fragmentos florestais na planície de inundação do alto Rio Paraná. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 191–205, 2018.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 3–10, 2001.

DIAS NETO, O. C.; SCHIAVINI, I.; LOPES, S. F.; VALE, V. S.; GUSSON, A. E.; OLIVEIRA, A. P. Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em fragmento de floresta estacional semidecidual, Uberaba, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, p. 1087–1100, 2009.

FADINI, R. F.; FLEURY, M.; DONATTI, C. I.; GALETTI, M. Effects of frugivore impoverishment and seed predators on the recruitment of a keystone palm. **Acta Oecologica**, v. 35, n. 2, p. 188–196, 2009.

FANTINI, A. C.; GURIES, R. P. Forest structure and productivity of palmitero (*Euterpe edulis* Martius) in the Brazilian Mata Atlântica. **Forest Ecology and Management**, v. 242, n. 2–3, p.185–194, 2007.

FRECKLETON, R. P.; MATOS, D. M. S.; BOVI, M. L. A.; WATKINSON, A. R. Predicting the impacts of harvesting using structured population models: the importance of density- dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, n. 5, p. 846–858, 2003.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 2, p. 286–293, 1998.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 824-830, 2015.

GARCÍA, D.; CHACOFF, N. P. Scale-dependent effects of habitat fragmentation on hawthorn pollination, frugivory, and seed predation. **Conservation Biology**, v. 21, n. 2, p. 400–411, 2007.

GATTI, M. G.; CAMPANELLO, P. I.; MONTTI, L. F.; GOLDSTEIN, G. Frost resistance in the tropical palm *Euterpe edulis* and its pattern of distribution in the Atlantic Forest of Argentina. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 4, p. 633–640, 2008.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. **Minimum viable populations: processes of species extinction.** Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates. 1986.

HARTIG, F. **DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models**. R package version 0.3, 3, 2020.

HENDERSON, A. The genus *Euterpe* in Brazil. **Sellowia**, v. 49/52, p. 1–22, 2000.

HOGAN, K.P.; SMITH, A.P.; SAMANIEGO, M. Gas exchange in six tropical semi-deciduous forest canopy tree species during the wet and dry seasons. **Biotropica**, v. 27, p. 324–333, 1995.

IAPAR, Instituto Agronômico do Paraná. **Atlas Climático do estado do Paraná**. Instituto Agronômico do Paraná. 2019.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira – 2<sup>a</sup> ed.** Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012.

JESUS, F. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; FRANCO, G. A. D. C.; METZGER, J. P. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 6, p. 1126–1136, 2012.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. **Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação**. Rima, 2006.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; SOUZA, L. M. I. Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 65–70, 1998.

KANDZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. **Ecological Indicators**, v. 28, p. 54–78, 2013.

KARR, J. R. Ecological integrity and ecological health are not the same. **Engineering within Ecological Constraints**, v. 97, p. 109, 1996.

KARR, J. R.; CHU, E. W. Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 3, n. 6, p. 993–1004, 1997.

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

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LEAL, A.; BENCHIMOL, M.; FARIA, D.; DODONOV, P.; CAZETTA, E. Landscape-scale forest loss shapes demographic structure of the threatened tropical palm *Euterpe edulis* mart. (Arecaceae). **Forest Ecology and Management**, p. 502, 2021.

LEVIS, C.; COSTA, F. R.; BONGERS, F.; PEÑA-CLAROS, M.; CLEMENT, C. R.;

JUNQUEIRA, A. B.; SANDOVAL, E. V. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. **Science**, v. 355, n. 6328, p. 925-931, 2017.

LICHTER, J. Colonization constraints during primary succession on coastal Lake Michigan sand dunes. **Journal of Ecology**, p. 825–839, 2000.

MCCONKEY, K. R.; DRAKE, D. R. Flying foxes PCAs to function as seed dispersers long before they become rare. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 271–276, 2006.

MEDEIROS, H.R.; TOREZAN, J.M. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. **Environment Monitorament Assess**, v. 185, p. 4373–4382, 2013.

MELITO, M. O.; FARIA, J. C.; AMORIM, A. M.; CAZETTA, E. 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.

MERKLE, E. C.; ROSSEEL, Y. blavaan: Bayesian structural equation models via parameter expansion. **Journal of Statistical Software**, v. 85, n. 4, p. 1–30, 2018.

MERKLE, E. C.; FITZSIMMONS, E.; UANHORO, J.; GOODRICH, B. Efficient Bayesian Structural Equation Modeling in Stan. **Journal of Statistical Software**, v. 100, n. 6, p. 1–22, 2021.

MEYER, F. S.; DORNELLES, S. S. Demografia do palmitreiro *Euterpe edulis* (Arecaceae) na floresta ombrófila densa de terra baixas em regeneração, na região da Vila da Glória, São Francisco do Sul (SC). **Revista Saúde e Ambiente**, v. 4, n. 2, p. 7–13, 2009.

MILANESI, L. S.; MONTAGNA, T.; REIS, M. S.; PERONI, N. Population Biology of Palm Heart (*Euterpe edulis* Martius–Arecaceae) in Managed Landscape Units in Southern Brazil. **Economic Botany**, v. 75, n. 2, p. 144–157, 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 002 - Define formações vegetais primárias e estágios sucessionais de vegetação secundária, com finalidade de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado do Paraná**. Brasília 18 de março de 1994.

MULER, A. E.; ROTHER, D. C.; BRANCALION, P. S.; NAVES, R. P.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Can overharvesting of a non-timber-forest-product change the regeneration dynamics of a tropical rainforest? The case study of *Euterpe edulis*. **Forest Ecology and Management**, v. 324, p. 117–125, 2014.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 89–111, 2004.

OLIVEIRA, R. M.; BERTHOLDI, A. A. DA S.; ENGEL, V. L.; PASSOS, J. R. DE S.; ALMEIDA, L. F. R. Water deficit responses of *Euterpe edulis* Martius seedlings at different growth stages. **Scientia Forestalis**, v. 45, n. 113, p. 101–108, 2017.

PARRISH, J. D.; BRAUN, D. P.; UNNASCH, R. S. Are we conserving what we say

we are? Measuring ecological integrity within protected areas. **BioScience**, v. 53, n. 9, p. 851–860, 2003.

PÉREZ-MÉNDEZ, N.; JORDANO, P.; GARCÍA, C.; VALIDO, A. The signatures of Anthropocene defaunation: cascading effects of the seed dispersal collapse. **Scientific reports**, v. 6, n. 1, p. 1-9, 2016.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. **Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais**. Biologia Da Conservação: Essências. São Carlos, São Paulo, Brazil, 2006.

PORTELA, R. DE C. Q.; BRUNA, E. M.; SANTOS, F. A. M. Are protected areas really protecting populations? A test with an Atlantic rain forest palm. **Tropical Conservation Science**, v. 3, n. 4, p. 361–372, 2010.

PORTELA, R. DE C. Q.; DIRZO, R. Forest fragmentation and defaunation drive an unusual ecological cascade: Predation release, monkey population outburst and plant demographic collapse. **Biological Conservation**, v. 252, 2020.

PORTELA, R. DE C. Q.; DOS SANTOS, F. A. M. Caracterização dos estádios ontogenéticos de três espécies de palmeiras: Uma proposta de padronização para estudos de dinâmica populacional. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 4, p. 523–535, 2011.

REIS, A. **Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius – (Palmae) em uma floresta ombrófila densa montana da encosta atlântica em Blumenau, SC**. Tese apresentada ao Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas para obtenção do título de Doutor em Ecologia Vegetal, 1995.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Dispersão de sementes do palmitheiro (*Euterpe edulis* Martius-Palmae). **Sellowia**, v. 45, 2000.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y.; REIS, M. S.; FANTINI, A. Demografia de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) em uma floresta ombrófila densa montana. **Sellowia**, v. 45, n. 48, p. 13–45, 1996.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. 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.

ROMO, M.; TUOMISTO, H.; LOISELLE, B. A. On the density-dependence of seed predation in *Dipteryx micrantha*, a bat-dispersed rain forest tree. **Oecologia**, v. 140, n. 1, p. 76–85, 2004.

ROTHER, D. C.; JORDANO, P.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. 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.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Bamboo thickets alter the demographic structure of *Euterpe edulis* population: A keystone, threatened palm species of

the Atlantic forest. **Acta Oecologica**, v. 70, p. 96–102, 2016.

SEOANE, C. E. S. Efeitos da fragmentação florestal sobre o sistema de reprodução e a imigração de sementes em remanescente populacionais de *Euterpe edulis* Martius. **Embrapa Florestas-Documentos (INFOTECA-E)**, 2007.

SEOANE, C. E. S.; SEBBENN, A. M.; KAGEYAMA, P. Y. Sistema de reprodução em duas populações naturais de *Euterpe edulis* M. sob diferentes condições de fragmentação florestal. **Embrapa Florestas-Artigo Em Periódico Indexado (ALICE)**, 2005.

SILVA MATOS, D. M.; FRECKLETON, R. P.; WATKINSON, A. R. The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. **Ecology**, v. 80, n. 8, p. 2635–2650, 1999.

SILVA, J. Z.; REIS, M. S. Consumption of *Euterpe edulis* fruit by wildlife: Implications for conservation and management of the southern Brazilian atlantic forest. **Anais Da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 1, p. 1–20, 2019.

SILVA, M. DAS G. C.; MARTINI, A. M. Z.; ARAÚJO, Q. R. Estrutura populacional de *Euterpe edulis* Mart. no sul da Bahia, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 32, n. 2, p. 393–403, 2009.

SOARES, L. A. S. S.; CAZETTA, E.; SANTOS, L. R.; FRANÇA, D. S.; GAIOTTO, F. A. Anthropogenic disturbances eroding the genetic diversity of a threatened Palm tree: A multiscale approach. **Frontiers in Genetics**, v. 10, n.1090, 2019.

SOUZA, A. C.; PREVEDELLO, J. A. Geographic distribution of the threatened palm *Euterpe edulis* Mart. in the Atlantic Forest: Implications for conservation. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 3, 2019.

SOUZA, R. F.; AMARAL MACHADO, S.; GALVÃO, F.; FIGUEIREDO FILHO, A. Fitossociologia da vegetação arbórea do Parque Nacional do Iguaçu. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 853–869, 2017.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TABARELLI, M.; DA SILVA, J. M. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 7, p. 1419–1425, 2004.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136–140, 2012.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUNEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G. H.; LAMBERT, T. F.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, p. 1923–1926, 2001.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. Rio de Janeiro: Artmed Editora, 2009.

VIANI, R. A. G.; COSTA, J. C.; ROZZA, A. F.; BUFO, L. V. B.; FERREIRA, M. A. P.; OLIVEIRA, A. C. P. Caracterização florística e estrutural de remanescentes florestais de Quedas do Iguaçu, Sudoeste do Paraná. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 115–128, 2011.

WILLIS, E. O. The Composition of Avian Communities in Remanescent Woodlots in Southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1–25, 1979.

WRIGHT, J. S. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v. 130, n. 1, p. 1–14, 2002.

XAVIER DA SILVA, M.; PAVIOLO, A.; TAMBOSI, L. R.; PARDINI, R. Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguaçu National Park, Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 41, p. 51–62, 2018.

YOUNG, H. S.; MCCAULEY, D. J.; GALETTI, M.; DIRZO, R. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 47, n. 1, p. 333–358, 2016.

### 3 CONCLUSÃO

Neste trabalho demonstramos como a degradação ambiental afeta a viabilidade das populações de *Euterpe edulis*, com impactos sobre a estrutura de suas populações, sua distribuição espacial, e sobre a ocorrência de dispersão da espécie. No primeiro capítulo, observamos que em um local sob maior grau de degradação os recrutas de *E. edulis* estão mais agregados próximo aos indivíduos parentais e em maiores densidades. Também observamos que árvores-poleiro parecem relevantes para a dinâmica populacional de *E. edulis*, já que encontramos recrutas sob sua copa e distantes de qualquer parental mesmo no local degradado. Isso sugere ainda a existência e alguma frequência de eventos de dispersão dentro dos fragmentos, o que deve ser favorável para a manutenção das populações. No capítulo dois, nossos resultados demonstram que a integridade ecológica, representada pela interação entre fatores da paisagem e dos locais em si (tamanho do remanescente e cobertura de dossel) e funcionamento ecológico (estágio de sucessão), afeta a abundância de recrutas e de sementes de *E. edulis* disponíveis para germinação, levando a efeitos indiretos sobre a abundância de recrutas. Fica a pergunta sobre quais são as condições de outros remanescentes florestais da Mata Atlântica de Interior, e qual é a viabilidade da manutenção de populações da espécie nestes locais.

Identificamos o efeito direto da integridade ecológica sobre indivíduos Imaturos, um estágio de desenvolvimento essencial para a regeneração e manutenção da viabilidade das populações da espécie. Nossos dados sugerem a possibilidade de manejo das populações, visando o controle da abundância de indivíduos em classes iniciais de desenvolvimento nas áreas onde os agentes que reduzem naturalmente a abundância de recrutas não estão atuando, evitando assim que a densidade-dependência alcance efeitos negativos intensos sobre estágios de desenvolvimento mais tardios. Entretanto, é necessário considerar que além dos impactos diretos da integridade ecológica sobre a estrutura populacional de *E. edulis*, ela também leva a impactos indiretos ao reduzir tanto a predação de sementes quanto a abundância de sementes disponíveis para germinação próximo aos parentais. Ainda, podemos extrapolar a importância da integridade ecológica para a existência de árvores-poleiro, identificadas como relevantes para a efetiva dispersão de *E. edulis*. Ainda que o índice de integridade não tenha sido aplicado no primeiro capítulo desta dissertação, sabemos que as árvores identificadas como poleiros estão associadas a estágios de sucessão avançados. Portanto, a manutenção da



integridade ecológica é peça-chave para a conservação não só de *E. edulis*, mas também dos dispersores e predadores de sementes, das árvores-poleiro, e de outras espécies vegetais que compartilham das mesmas características que o palmito (climácicas e zoocóricas).

Este é um trabalho pioneiro em muitos aspectos, e por isso ainda há muito a ser aprimorado. Um exemplo é o índice de integridade ecológica criado no Capítulo 2. A incorporação de uma variável de composição biótica ao índice, formada por exemplo pela riqueza de aves dispersoras de sementes de *E. edulis*, ou da riqueza de mamíferos predadores de sementes, poderiam auxiliar na interpretação dos resultados, ou ainda modular as relações que encontramos entre a integridade ecológica e a remoção e predação de sementes da espécie. Ainda, acreditamos que a inclusão desta variável poderia alterar o gradiente de integridade que observamos entre os remanescentes. Assim, trabalhos futuros poderiam atuar no sentido de uma melhor e mais ampla seleção de variáveis a serem incluídas em um índice de integridade. Da mesma forma, a efetividade de árvores-poleiros na dispersão de *E. edulis* e de outras espécies zoocóricas pode e deve ser mais bem investigada em trabalhos futuros, integrando a ecologia do movimento ao trabalho.

Como demonstrado aqui, apesar das leis de proteção estabelecidas, *Euterpe edulis* permanece sob intensa ameaça nesta região. Das quatro populações da espécie estudadas em nosso segundo capítulo, apenas duas parecem viáveis a longo prazo. Dentre estas, uma está resguardada pela proteção de uma unidade de conservação federal. Salienta-se ainda que tivemos dificuldades para encontrar remanescentes, sejam fragmentos ou unidades de conservação, com a presença de manchas de *E. edulis* com indivíduos adultos para as coletas do segundo capítulo. Apesar de ser abundante nas áreas em que ocorre, o que observamos aqui parece indicar que, com exceção das áreas bem protegidas, as populações de *E. edulis* desta região estão desaparecendo.

Finalmente, fica claro a necessidade de que mais do que assegurar a existência de remanescentes de vegetação nativa, ou de áreas de proteção, precisamos traçar estratégias para garantir que estas áreas cumpram seu papel na conservação da biodiversidade. A manutenção da integridade destes ambientes é peça-chave nesse sentido, e é claro, como fazer isso é a pergunta cuja resposta que vale milhões. Realmente, é difícil imaginar como a integridade ecológica de um fragmento isolado de 20 ha pode ser mantida. A demarcação de corredores ecológicos e a efetiva execução do Código Florestal Brasileiro são passos importantes nesse sentido, que mesmo que não garantam o perfeito funcionamento destes ecossistemas podem melhorar seu desempenho. Entretanto, são necessárias mais ações se realmente buscamos áreas de proteção ambiental efetivas. Programas de monitoramento da

qualidade ecológica, associada a ações de restauração e recomposição florestal são possíveis soluções que podem ser implantadas em curto e médio prazo. Ainda há muito a ser feito. Ainda bem.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ-BUYLLA, E. R.; SLATKIN, M. Finding confidence limits on population growth rates: three real examples revised. **Ecology**, v. 75, n. 1, p. 255–260, 1994.

ANDREASEN, J. K.; O’NEILL, R. V.; NOSS, R.; SLOSSER, N. C. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 21–35, 2001.

BARLOW, J., *et al.* Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016.

BARROS LEITE, A.; BRANCALION, P. H. S.; GUEVARA, R.; GALETTI, M. Differential seed germination of a keystone palm (*Euterpe edulis*) dispersed by avian frugivores. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, n. 6, p. 615–618, 2012.

BAWA, K. S.; DAYANANDAN, S. Socioeconomic factors and tropical deforestation. **Nature**, v. 386, n. 6625, p. 562–563, 1997.

BECK, H. A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the neotropics. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 3, p. 519–530, 2006.

BORAH, B.; BECKMAN, N. G. Studying seed dispersal through the lens of movement ecology. **Oikos**, v. 2022, n. 2, 2022.

BRASIL. **Lei Federal nº 6.938 - Política Nacional do Meio Ambiente**. Brasília, 31 de agosto de 1981.

BRASIL. **Lei Federal nº 9.985 – Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) e dá outras providências**. Brasília 18 de julho de 2000.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.651 – Código Florestal Brasileiro**. Brasília, 25 de maio de 2012.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; STRASSBURG, B. B. N.; RODRIGUES, R. R. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, v. 63, n. 239, p. 41–50, 2012.

BRONSTEIN, J. L. **Mutualism**. Oxford University Press, USA. 2015.

BRUNA, E. M.; FISKE, I. J.; TRAGER, M. D. Habitat fragmentation and plant populations: is what we know demographically irrelevant? **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 569–576, 2009.

CAPPELATTI, L.; SCHMITT, J. L. Distribuição espacial e estrutura populacional de Palmeiras (Arecaceae) em um fragmento de floresta ombrófila densa de terras baixas no sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 817–825, 2015.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná, em solos não degradados**. In Embrapa Florestas-Documents (INFOTECA-E). Colombo: Embrapa Florestas, 2006.

CLARK, C. J.; POULSEN, J. R.; LEVEY, D. J. Vertebrate herbivory impacts seedling recruitment more than niche partitioning or density-dependent mortality. **Ecology**, v. 93, n. 3, p. 554–564, 2012.

COMITA, L. S.; QUEENBOROUGH, S. A.; MURPHY, S. J.; ECK, J. L.; XU, K.; KRISHNADAS, M.; BECKMAN, N.; ZHU, Y. Testing predictions of the Janzen–Connell hypothesis: a meta-analysis of experimental evidence for distance and density-dependent seed and seedling survival. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 4, p. 845–856, 2014.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Density dependence in two understory tree species in a neotropical forest. **Ecology**, v. 75, n. 3, p. 671–680, 1994.

CONNELL, J. H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. **Dynamics of Populations**, v. 298, n. 312, 1971.

CONNELL, J. H.; SOUSA, W. P. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. **The American Naturalist**, v. 121, n. 6, p. 789–824, 1983.

CONTE, R.; NODARI, R. O.; VENCOVSKY, R.; REIS, M. S. Genetic diversity and recruitment of the tropical palm, *Euterpe edulis* Mart., in a natural population from the Brazilian Atlantic Forest. **Heredity**, v. 91, n. 4, p. 401–406, 2003.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1733–1741, 2001.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 3–10, 2001.

DIAS NETO, O. C.; SCHIAVINI, I.; LOPES, S. F.; VALE, V. S.; GUSSON, A. E.; OLIVEIRA, A. P. Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em fragmento de floresta estacional semidecidual, Uberaba, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, p. 1087–1100, 2009.

DIRZO, R.; DOMÍNGUEZ, C. A. **Seed shadows, seed predation and the advantages of dispersal**. In *Frugivores and seed dispersal*. Springer, Dordrecht, 1986.

DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, n. 1, p. 137–167, 2003.

EMER, C.; JORDANO, P.; PIZO, M. A.; RIBEIRO, M. C.; SILVA, F. R.; GALETTI, M. Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. **Biotropica**, v. 52, n. 1, p. 81–89, 2020.

ERB, K.-H.; KASTNER, T.; PLUTZAR, C.; BAIS, A. L. S.; CARVALHAIS, N.; FETZEL, T.; GINGRICH, S.; HABERL, H.; LAUK, C.; NIEDERTSCHEIDER, M.

Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. **Nature**, v. 553, n. 7686, p. 73–76, 2018.

FADINI, R. F.; FLEURY, M.; DONATTI, C. I.; GALETTI, M. 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.

FAHRIG, L., *et al.* Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, n. 179–186, 2019.

FANTINI, A. C.; GURIES, R. P. Forest structure and productivity of palmitero (*Euterpe edulis* Martius) in the Brazilian Mata Atlântica. **Forest Ecology and Management**, v. 242, n. 2–3, p. 185–194, 2007.

GALETTI, M., & ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 2, p. 286–293, 1998.

GARCÍA, D.; CHACOFF, N. P. Scale-dependent effects of habitat fragmentation on hawthorn pollination, frugivory, and seed predation. **Conservation Biology**, v. 21, n. 2, p. 400–411, 2007.

GATSUK, L. E.; SMIRNOVA, O. V.; VORONTZOVA, L. I.; ZAUGOLNOVA, L. B.; ZHUKOVA, L. A. Age states of plants of various growth forms: a review. **The Journal of Ecology**, p. 675–696, 1980.

GILLMAN, L. N.; OGDEN, J. Microsite heterogeneity in litterfall risk to seedlings. **Austral Ecology**, v. 30, n. 5, p. 497–504, 2005.

GRANTHAM, H. S.; DUNCAN, A.; EVANS, T. D.; JONES, K. R.; BEYER, H. L.; SCHUSTER, R.; WALSTON, J.; RAY, J. C.; ROBINSON, J. G.; CALLOW, M. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–10, 2020.

HARPER, J. L. The concept of population in modular organisms. **Theoretical Ecology: Principles and Applications**, p. 53–77, 1981.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 3, p. 584–593, 2010.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, n. 1, p. 201–228, 1982.

HUBBELL, S. P. Tree Dispersion, Abundance, and Diversity in a Tropical Dry Forest: That tropical trees are clumped, not spaced, alters conceptions of the organization and dynamics. **Science**, v. 203, n. 4387, p. 1299–1309, 1979.

HUBBELL, S. P.; CONDIT, R.; FOSTER, R. B. Presence and absence of density dependence in a neotropical tree community. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, 330(1257), 269–281. (1990).

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Contas de ecossistemas: o uso da terra nos biomas brasileiros: 2000-2018**. IBGE. 2020.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist**, v. 104, n. 940, p. 501–528, 1970.

JOHNSTONE, J. F.; ALLEN, C. D.; FRANKLIN, J. F.; FRELICH, L. E.; HARVEY, B. J.; HIGUERA, P. E.; MACK, M. C.; MEENTEMEYER, R. K.; METZ, M. R.; PERRY, G. L. W. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 7, p. 369–378, 2016.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. **Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação**. Rima, 2006.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; SOUZA, L. M. I. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 65–70, 1998.

KANDZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. **Ecological Indicators**, v. 28, p. 54–78, 2013.

KARR, J. R. Ecological integrity and ecological health are not the same. **Engineering within Ecological Constraints**, v. 97, n. 109, 1996.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, 16(3), 605–618, 2002.

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

LEITÃO FILHO, H. F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. **IPEF**, v. 35, n. 35, p. 41–46, 1987.

LEVIN, S. A.; CARPENTER, S. R.; GODFRAY, H. C. J.; KINZIG, A. P.; LOREAU, M.; LOSOS, J. B.; WALKER, B.; WILCOVE, D. S. **The Princeton guide to ecology**. Princeton University Press, 2012.

LICHTER, J. Colonization constraints during primary succession on coastal Lake Michigan sand dunes. **Journal of Ecology**, p. 825–839, 2000.

LIMA, R. A. F.; OLIVEIRA, A. A.; PITTA, G. R.; GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; CHAVE, J.; TER STEEGE, H.; PRADO, P. I. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n.1, p. 1–16, 2020.

MACKEY, B.; KORMOS, C. F.; KEITH, H.; MOOMAW, W. R.; HOUGHTON, R. A.; MITTERMEIER, R. A.; HOLE, D.; HUGH, S. Understanding the importance of primary tropical forest protection as a mitigation strategy. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 25, n. 5, p. 763–787, 2020.

MARCOS, C.; MATOS, D. Estrutura de populações de palmitheiro (*Euterpe edulis* Mart.) em áreas com diferentes graus de impactação na Floresta da Tijuca, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 10, n. 1, p. 27–37, 2012.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. 2013.

MARTINS, A. M.; ENGEL, V. L. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 3, p. 165–174, 2007.

MCCONKEY, K. R.; DRAKE, D. R. Flying foxes cease to function as seed dispersers long before they become rare. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 271–276, 2006.

MELITO, M. O.; FARIA, J. C.; AMORIM, A. M.; CAZETTA, E. 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.

MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 132, n. 1, p. 50–60, 2006.

MIKICH, S. B.; SILVA POSSETTE, R. F. Análise quantitativa da chuva de sementes sob poleiros naturais e artificiais em Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 55, n. 103, 2007.

MILANESI, L. S.; MONTAGNA, T.; REIS, M. S.; PERONI, N. Population Biology of Palm Heart (*Euterpe edulis* Martius – Arecaceae) in Managed Landscape Units in Southern Brazil. **Economic Botany**, v. 75, n. 2, p. 144–157, 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 001 - Estabelece procedimentos e critérios para Avaliação Ambiental com o estudo de impacto ambiental (EIA) e seu respectivo relatório (RIMA)**. Brasília, 23 de janeiro de 1986.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 002 - Define formações vegetais primárias e estágios sucessionais de vegetação secundária, com finalidade de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado do Paraná**. Brasília 18 de março de 1994.

MULER, A. E.; ROTHER, D. C.; BRANCALION, P. S.; NAVES, R. P.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Can overharvesting of a non-timber-forest-product change the regeneration dynamics of a tropical rainforest? The case study of *Euterpe edulis*. **Forest Ecology and Management**, v. 324, p. 117–125, 2014.

MYERS, N. Threatened biotas: "hot spots" in tropical forests. **Environmentalist**, v.

8, n. 3, p. 187–208, 1988.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NICOTRA, A. B.; CHAZDON, R. L.; IRIARTE, S. V. B. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1908–1926, 1999.

ODUM, E. P. Input management of production systems. **Science**, v. 243, n. 4888, p. 177–182, 1989.

OLIVEIRA, R. M.; BERTHOLDI, A. A. S.; ENGEL, V. L.; PASSOS, J. R. S.; ALMEIDA, L. F. R. Water deficit responses of *Euterpe edulis* Martius seedlings at different growth stages. **Scientia Forestalis**, v. 45, n. 113, p. 101–108, 2017.

OLSON, D. M.; DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E. D.; BURGESS, N. D.; POWELL, G. V. N.; UNDERWOOD, E. C.; D’AMICO, J. A.; ITOUA, I.; STRAND, H. E.; MORRISON, J. C. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 933–938, 2001.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. A burning story: the role of fire in the history of life. **BioScience**, v. 59, n. 7, p. 593–601, 2009.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. **Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais**. Biologia Da Conservação: Essências. São Carlos, São Paulo, Brazil, 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.

QIN, Y.; XIAO, X.; WIGNERON, J.-P.; CIAIS, P.; BRANDT, M.; FAN, L.; LI, X.; CROWELL, S.; WU, X.; DOUGHTY, R. Carbon loss from forest degradation exceeds that from deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Climate Change**, v. 11, n. 5, p. 442–448, 2021.

QUITETE PORTELA, R. C.; 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.

QUITETE PORTELA, R. C.; MAES DOS SANTOS, F. A. Impact of forest fragment size on the population structure of three palm species (Arecaceae) in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Revista de Biologia Tropical**, v. 62, n. 2, p. 433–442, 2014.

RAUPP, S. V.; BRACK, P.; CARVALHO LEITE, S. L. Aspectos demográficos de palmitreiro (*Euterpe edulis* Mart.) em uma área da Floresta Atlântica de Encosta, em Maquiné,



Rio Grande do Sul. **Iheringia - Série Botânica**, v. 64, n. 1, p. 57–61, 2009.

REIS, A. **Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius – (Palmae) em uma floresta ombrófila densa montana da encosta atlântica em Blumenau, SC**. Tese apresentada ao Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas para obtenção do título de Doutor em Ecologia Vegetal, 1995.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y.; REIS, M. S.; FANTINI, A. Demografia de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) em uma Floresta Ombrófila Densa Montana. **Sellowia**, v. 45, n. 48, p. 13–45, 1996.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. 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.

ROMO, M.; TUOMISTO, H.; LOISELLE, B. A. On the density-dependence of seed predation in *Dipteryx micrantha*, a bat-dispersed rain forest tree. **Oecologia**, v. 140, n. 1, p. 76–85, 2004.

ROTHER, D. C.; JORDANO, P.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. 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.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Bamboo thickets alter the demographic structure of *Euterpe edulis* population: A keystone, threatened palm species of the Atlantic forest. **Acta Oecologica**, v. 70, p. 96–102, 2016.

SCHULZ, M.; BORGES, G. S. C.; GONZAGA, L. V.; COSTA, A. C. O.; FETT, R. Juçara fruit (*Euterpe edulis* Mart.): Sustainable exploitation of a source of bioactive compounds. **Food Research International**, v. 89, p. 14–26, 2016.

SEOANE, C. E. S.; SEBBENN, A. M.; KAGEYAMA, P. Y. Sistema de reprodução em duas populações naturais de *Euterpe edulis* M. sob diferentes condições de fragmentação florestal. **Embrapa Florestas-Artigo Em Periódico Indexado (ALICE)**, 2005.

SESSEGOLO, G. C.; MORAES, E. N.; SCHMIDLIN, P. H. **Levantamento de estrutura populacional de *Euterpe edulis* – Reserva Natural Salto Morato**. Ecosistema Consultoria Ambiental, Curitiba, Brazil, 2011.

SHELEF, O.; WEISBERG, P. J.; PROVENZA, F. D. The value of native plants and local production in an era of global agriculture. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, n. 2069, 2017.

SILVA, M. G. C.; MARTINI, A. M. Z.; ARAÚJO, Q. R. Estrutura populacional de *Euterpe edulis* Mart. no sul da Bahia, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 32, n. 2, p. 393–403, 2009.

SILVA MATOS, D. M.; FRECKLETON, R. P.; WATKINSON, A. R. The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. **Ecology**, v. 80, n. 8, p.

2635–2650, 1999.

SOARES, L. A. S. S.; CAZETTA, E.; SANTOS, L. R.; FRANÇA, D. S.; GAIOTTO, F. A. Anthropogenic disturbances eroding the genetic diversity of a threatened Palm tree: A multiscale approach. **Frontiers in Genetics**, v. 10, n. 1090, 2019.

SULLIVAN, M. J. P.; LEWIS, S. L.; AFFUM-BAFFOE, K.; CASTILHO, C.; COSTA, F.; SANCHEZ, A. C.; EWANGO, C. E. N.; HUBAU, W.; MARIMON, B.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A. Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests. **Science**, v. 368, n. 6493, p. 869–874, 2020.

SOUZA, A. C.; PREVEDELLO, J. A. Geographic distribution of the threatened palm *Euterpe edulis* Mart. in the Atlantic Forest: implications for conservation. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 3, p. 636–643, 2019.

SOUZA, R. F.; AMARAL MACHADO, S.; GALVÃO, F.; FIGUEIREDO FILHO, A. Fitossociologia da vegetação arbórea do Parque Nacional do Iguaçu. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 853–869, 2017.

SUTHERLAND, J. P. Perturbations, resistance, and alternative views of the existence of multiple stable points in nature. **The American Naturalist**, v. 136, n. 2, p. 270–275, 1990.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 7, p. 1419–1425, 2004.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136–140, 2012.

TONETTI, E. L. **Estrutura da população, crescimento e dinamica do banco de plantulas e fenologia reprodutiva de *Euterpe edulis* Mart.(Arecaceae) num trecho da floresta ombrofila densa das terras baixas do municipio de Paranaguá, PR.** 1997.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia.** Artmed Editora, 2009.

UNDERWOOD, A. J. The analysis of stress in natural populations. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 37, n. 1–2, p. 51–78, 1989.

VANDERMEER, J. Choosing category size in a stage projection matrix. **Oecologia**, v. 32, n. 1, p. 79–84, 1978.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. **Congresso Florestal Brasileiro**, v. 6, p. 113–118, 1990.

WILLIS, E. O. The Composition of Avian Communities in Remanescent Woodlots in Southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1–25, 1979.

## APÊNDICE A – CONSTRUÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE

Para a construção do índice de integridade ecológica, seguimos as recomendações propostas por Andreasen *et al.* (2001). As variáveis utilizadas foram: tamanho do remanescente, cobertura de dossel e estágio de sucessão ecológica, sendo, portanto, duas variáveis de estrutura e uma de funcionamento ecológico. Não foi possível a coleta de dados do tipo composição devido a limitações financeiras e metodológicas. Acreditamos que a inclusão de variáveis tipo composição pode enriquecer muito a discussão dos resultados, e por isso acreditamos que esta informação deverá ser obtida para trabalhos futuros.

Devido às características do tipo de variável, o valor de tamanho é único para cada remanescente. Já para cobertura de dossel e estágio de sucessão ecológica, foram utilizados valores de cada ponto amostral (associado as parcelas onde também foram coletados os dados de densidade populacional de *E. edulis*). Desta forma, obtivemos valores de integridade ecológica únicos para cada parcela em cada remanescente avaliado (n= 48).

Para a variável sucessão ecológica (qualitativa) atribuímos valores crescentes de acordo com o estágio de sucessão ecológica, sendo 100 para sucessão inicial, 200 para sucessão intermediária, e 300 para clímax. Todas as variáveis foram então tabeladas e padronizadas entre 0 e 1 (decostand = range; R Core Team, 2022), e após isso somadas. Assim, tem-se:

$$\text{Integridade ecológica} = \text{tamanho do remanescente} + \text{cobertura de dossel} + \text{estágio sucessional}$$

O valor máximo do índice é 3, que representa o ponto com maior integridade ecológica. Os valores obtidos para cada ponto amostral por remanescente podem ser conferidos na Tabela 3.

**APÊNDICE B – REVISÃO DE LITERATURA: VERTEBRADOS CONSUMIDORES  
DE FRUTOS E SEMENTES DE *Euterpe edulis***

Tabela 5 – Lista de espécies consumidores de frutos e sementes de *E. edulis* registradas em literatura, e um novo registro feito pela autora.

<b>Espécie</b>	<b>Nome comum</b>	<b>Autor</b>
<b>Répteis</b>		
Squamata	<i>Salvator merianae</i>	Teiú Castro & Galetti, 2004
<b>Aves</b>		
Tinamidae	<i>Tinamus solitarius</i>	Macuco Galetti et al., 2015
	<i>Crypturellus tataupa</i>	Inhambu-chintã Silva et al., 2017; Galetti et al. 2015
	<i>Penelope superciliaris</i>	Jacupemba Silva & Reis, 2019
Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	Jacuaçu Galetti et al, 1999; Silva & Reis, 2019; Omote et al. 2014; Cassana et al., 2016
	<i>Aburria jacutinga</i>	Jacutinga Galetti et al., 1999
	<i>Ortalis guttata</i>	Aracuaã-pintado Campos et al., 2012
	<i>Ortallia squamata</i>	Aracuaã-escamoso Silva & Reis, 2019
Odontophoridae	<i>Odontophorus capueira</i>	Uru Galetti et al, 2015; Silva & Reis, 2019
Columbidae	<i>Geotrygon montana</i>	Pariri Galetti et al., 2015; Silva & Reis, 2019
Trogonidae	<i>Trogon surrucura</i>	Surucuá-variado Santos et al., 2017; Silva & Reis, 2019
	<i>Trogon viridis</i>	Surucuá-de-barriga-amarela Galetti et al., 1999; Fadini et al., 2009; Cassana et al., 2016
Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Juruva Galetti et al., 1999; Fadini et al., 2009; Silva & Reis, 2019
Ramphastidae	<i>Ramphastos tucanus</i>	Tucano-de-papo-branco Zona & Henderson 1989;
	<i>Ramphastos vitellinus</i>	Tucano-do-bico-preto Galetti et al., 1999; Campos et al., 2012; Zona & Henderson 1989;
	<i>Ramphastos dicolorus</i>	Tucano-do-bico-verde Galetti et al., 1999; Santos et al., 2017; Silva & Reis, 2019; Cassano et al., 2007; Omote et al., 2014
	<i>Selenidera maculirostris</i>	Araçari-poca Galetti et al., 1999; Silva & Reis, 2019
	<i>Pteroglossus bailloni</i>	Araçari-banana Galetti et al., 1999; Silva & Reis, 2019
	<i>Pteroglossus aracari</i>	Araçari-do-bico-branco Cassana et al., 2016

Psittacidae	<i>Pyrrhura frontalis</i>	Tiriba-da-testa-vermelha	Galetti et al., 1999; Santos et al., 2017; Fadini et al., 2009; Silva & Reis, 2019; Cassano et al., 2007; Omote et al., 2014
	<i>Brotogeris tirica</i>	Periquito-rico	Galetti et al., 1999; Silva & Reis, 2019; Cassano et al., 2007
	<i>Pionopsitta pileata</i>	Cuiú-cuiú	Silva & Reis, 2019
	<i>Pionus maximiliani</i>	Maitaca-verde	Fadini et al., 2009
	<i>Triclaria malachitacea</i>	Sabiá-cica	Galetti et al., 1999; Fadini et al., 2009; Silva & Reis, 2019
Formicariidae	<i>Chamaeza campanisona</i>	Tovaca-campainha	Santos et al., 2017; Silva & Reis, 2019
Tityridae	<i>Tityra cayana</i>	Anambé-branco-de-rabo-preto	Silva & Reis, 2019
Cotingidae	<i>Carpornis cucullata</i>	Corocoxó	Galetti et al., 1999; Silva & Reis, 2019
	<i>Carpornis melanocephala</i>	Sabiá-pimenta	Galetti et al., 1999;
	<i>Pyroderus scutatus</i>	Pavó	Galetti et al., 1999; Silva & Reis, 2019; Cassano et al., 2007; Omote et al., 2014
	<i>Lipaugus lanioides</i>	Tropeiro-da-serra	Galetti et al., 1999;
	<i>Procnias nudicollis</i>	Araponga	Galetti et al., 1999; Omote et al., 2014
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bem-te-vi	Galetti et al., 1999; Cassano et al., 2007; Omote et al., 2014
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Bem-te-vi-rajado	Silva & Reis, 2019
	<i>Megarynchus pitangua</i>	Neinei	Galetti et al., 1999
Corvidae	<i>Cyanocorax caeruleus</i>	Gralha-azul	Reinert & Bornschein, 1998
	<i>Cyanocorax chrysops</i>	<b>Gralha-picaça</b>	<b>Autora, 2022</b>
Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	Sabiá-coleira	Galetti et al., 1999; Campos et al., 2012; Santos et al., 2017; Fadini et al., 2009; Silva & Reis, 2019; Silva Matos & Watkinson, 1998; Genini et al., 2009
	<i>Turdus rufiventris</i>	Sabiá-laranjeira	Galetti et al., 1999; Santos et al., 2017; Silva & Reis, 2019; Cassano et al., 2007; Omote et al., 2014; Cassana et al., 2016
	<i>Turdus flavipes</i>	Sabiá-una	Galetti et al., 1999; Fadini et al., 2009; Silva & Reis, 2019; Cassano et al., 2007; Omote et al., 2014; Genini et al., 2009; Cassana et al., 2016

	<i>Turdus leucomelas</i>	Sabiá-barranco	Santos et al., 2017; Silva & Reis, 2019; Silva Matos & Watkinson, 1998; Cassano et al., 2007; Omote et al., 2014; Cassana et al., 2016
	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá-poca	Silva & Reis, 2019; Silva Matos & Watkinson, 1998; Omote et al., 2014
	<i>Turdus subalaris</i>	Sabiá ferreiro	Silva Matos & Watkinson, 1998;
Thraupidae	<i>Lanio melanops</i>	Tiê-de-topete	Silva & Reis, 2019
	<i>Saltator similis</i>	Trinca-ferro	Silva Matos & Watkinson, 1998; Genini et al., 2009
Cardinalidae	<i>Habia rubica</i>	Tiê-de-bando	Silva & Reis, 2019
Fringillidae	<i>Euphonia pectoralis</i>	Ferro-velho	Silva & Reis, 2019
<b>Mamíferos</b>			
Didelphimorphia	<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelha-branca	Silva et al., 2017
	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá-de-orelha-preta	Silva & Reis, 2019
Cingulata	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	Silva et al., 2017
Primates	<i>Sapajus apella</i>	Macaco-prego	Galetti et al., 1999
Rodentia	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	Galetti et al., 1999; Galetti et al., 2015; Genini et al., 2009
	<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia	Galetti et al., 1999; Galetti et al., 2015; Silva & Reis, 2019; Genini et al., 2009
	<i>Trinomys iheringi</i>	Rato-de-espinho	Galetti et al., 1999; Galetti et al., 2015; Vieira et al., 2003*
	<i>Delomys dorsalis</i>	Rato-da-araucária	Vieira et al., 2003*
	<i>Akodon serrensis</i>	Rato-do-mato	Vieira et al., 2003*
	<i>Euryoryzomys russatus</i>	Rato-do-mato	Campos et al., 2012; Galetti et al., 2015; Vieira et al., 2003*;
	<i>Holochilus brasiliensis</i>	Rato-d'água	Galetti et al., 2015
	<i>Nectomys squamipes</i>	Rato-d'água	Campos et al., 2012; Galetti et al., 2015; Vieira et al., 2003*
	<i>Oecomys aff. concolor</i>	Rato-da-árvore	Vieira et al., 2003*
	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	Rato-do-arroz	Silva et al., 2017; Vieira et al., 2003*
	<i>Sooretamys angouya</i>	Rato-do-arroz	Silva et al., 2017
	<i>Guerlinguetus aestuans</i>	Caxinguele	Galetti et al., 2015
	<i>Guerlinguetus ingrami</i>	Serelepe	Galetti et al., 1999; Galetti et al., 2015; Cassano et al., 2007
Chiroptera	<i>Artibeus lituratus</i>	Morcego-da-cara-branca	Galetti et al., 1999
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	Galetti et al., 1999; Silva et al., 2017

Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati	Campos et al., 2012
Tapiriidae	<i>Tapirus terrestres</i>	Anta	Galetti et al., 1999
Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro	Galetti et al., 1999
Artiodactyla	<i>Dicotyles tajacu</i>	Cateto	Galetti et al., 1999
	<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	Galetti et al., 1999; Galetti et al., 2015