

Rafael Candido Ribeiro

**ASPECTOS HISTÓRICOS, DEMOGRÁFICOS,
MORFOLÓGICOS E GENÉTICOS DE POPULAÇÕES DE
Butia eriospatha (Martius ex. Drude) Beccari (ARECACEAE)
EM PAISAGENS CONTRASTANTES NO PLANALTO
SERRANO DE SANTA CATARINA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Ciências.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Sedrez dos Reis

Florianópolis
2017

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

Candido Ribeiro, Rafael
ASPECTOS HISTÓRICOS, DEMOGRÁFICOS, MORFOLÓGICOS E
GENÉTICOS DE POPULAÇÕES DE *Butia eriospatha* (Martius
ex. Drude) Beccari (ARECACEAE) EM PAISAGENS
CONTRASTANTES NO PLANALTO SERRANO DE SANTA
CATARINA. / Rafael Candido Ribeiro ; orientador,
Maurício Sedrez dos Reis - SC, 2017.
203 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos
Vegetais, Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

1. Recursos Genéticos Vegetais. 2. Palmeiras. 3.
Padrão de distribuição espacial. 4. Estrutura
genética espacial. 5. Transformação da paisagem. I.
Sedrez dos Reis, Maurício. II. Universidade Federal
de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Recursos Genéticos Vegetais. III. Título.

Aspectos históricos, demográficos, morfológicos e genéticos de populações de *Butia eriospatha* (Martius ex. Drude) Beccari (Arecaceae) em paisagens contrastantes no planalto serrano de Santa Catarina

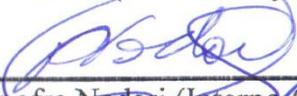
por

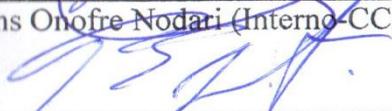
Rafael Candido Ribeiro

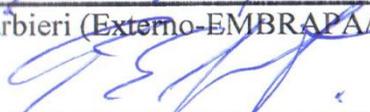
Dissertação julgada e aprovada em 23/02/2017, em sua forma final, pelo Orientador e Membros da Banca Examinadora, para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de Concentração Recursos Genéticos Vegetais, no Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais, CCA/UFSC.

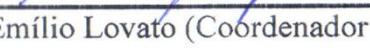
Banca Examinadora:


Prof. Dr. Mauricio Sedrez dos Reis (Presidente-CCA/UFSC)


Prof. Dr. Alexandre Marior (Externo-Drymis/SC)


Prof. Dr. Rubens Onofre Nodari (Interno-CCA/UFSC)


Dr.ª Rosa Lia Barbieri (Externo-EMBRAPA/RS)


Prof. Dr. Paulo Emílio Lovato (Coordenador do Programa)

Florianópolis, fevereiro de 2017

Dedico este trabalho ao meu avô Pedro, que me mostrou os caminhos das florestas; aos meus pais, Luiz e Rosane; aos meus irmãos Isabella e Felipe; e em especial à minha companheira Rossana.

AGRADECIMENTOS

Certamente, caso as pessoas aqui mencionadas não houvessem compartilhado ao menos algum momento de suas vidas comigo, este trabalho não teria sido pensado, criado e desenvolvido da maneira que foi e o rumo da minha vida talvez, hoje, fosse diferente.

Agradeço primeiramente à minha companheira Rossana Borelli, pelo amor, carinho, dedicação, compreensão, amizade, ajuda e companheirismo antes, durante e depois do desenvolvimento deste trabalho, te amo eternamente.

Ao professor Maurício Sedrez dos Reis, por ter dado as melhores aulas que tive a oportunidade de assistir em uma universidade, por ter me dado a honra de ser seu orientado e por ter compartilhado comigo seus sábios ensinamentos, mas sobretudo por ter acreditado no meu sonho e no meu potencial para desenvolver este trabalho, a ti sou eternamente grato.

Aos meus pais Luiz e Rosane, por terem me ensinado o respeito, a humildade e que a recompensa pela dedicação um dia vem, muito obrigado pelo amor, carinho e confiança; e aos meus irmãos Felipe e Isabella, por serem muito importantes na minha vida, amo vocês.

Também sou eternamente grato aos meus padrinhos tio Duio, tia Mirian e família, por terem me apresentado ao proprietário da área onde este estudo foi desenvolvido, além de terem me dado suporte, abrigo e boa companhia durante minhas estadias em Curitiba.

Agradeço também a todos os meus familiares, Cândidos e Ribeiros, por compreenderem a minha ausência em muitos momentos e por todo o carinho.

Ao Seu Nelson e ao Seu Fernando por terem permitido o desenvolvimento deste trabalho em suas áreas, e ao Seu Leonor por todo o apoio.

Ao professor Alexandre Siminski por ter me dado grande apoio com estrutura de laboratório e de equipamentos na UFSC de Curitiba.

Ao professor Adelar Mantovani, por ter acompanhado a minha primeira ida a campo em busca de populações de *Butia eriospatha*, além de ter participado e contribuído como banca na defesa do meu projeto de mestrado.

Ao Dr. Alexandre Mariot, por ter contribuído com seu ponto de vista mais prático e aplicado aos problemas relacionados ao uso e à conservação de espécies arbóreas nativas, muito obrigado pelas correções do projeto e da dissertação.

À Dra. Rosa Lia Barbieri por ter aceitado o convite de participar da minha banca de defesa do mestrado e ter dado excelentes contribuições para a minha dissertação.

A todos os meus colegas do Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais (NPFT) da UFSC, Miguel, Newton, Alison, Montagna, Márcia, Andrea, Zago, Juan, Willian, Carol, Vitão e Bruno, pela amizade, pelas ajudas, pelos ensinamentos e pelos bons momentos compartilhados, sou muito grato a todos.

Aos professores do programa de Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais, prof. Guerra e prof. Nodari, pelos ensinamentos, pelas provocações, pelas aulas, pelo apoio e por terem dado excelentes contribuições para a minha formação acadêmica e pessoal.

À Bernadete Ribas pela disponibilidade e ajuda.

A todos os colegas do Laboratório de Fisiologia do Desenvolvimento e Genética Vegetal (LFDGV) da UFSC, Fernandinho, Luciano, Ihangika, Joana, Yohan, Ornelas, Dani Boy, Morgana, Leila, Hugo, Patrick e Márcia, pela amizade, pelas ajudas e/ou pela companhia no laboratório, muito obrigado a todos.

Ao meu amigo Léo de Moura, por abrir minha cabeça para muitas coisas boas; ao meu amigo Coutinho, pelas oportunidades, conversas e ensinamentos; aos meus amigos da “equipe lost”, pelas ondas compartilhadas e pela amizade.

Ao professor Antônio Higa e à professora Luciana Duque Silva, pelo apoio, pelas oportunidades, pelos valiosos ensinamentos e pelo carinho.

Ao CNPq, à FAPESC, e à CAPES pelo apoio financeiro.

Aqui deixo um agradecimento especial ao meu avô Pedro Cândido, que com sua coragem, força e encantamento, me ensinou ainda pequeno o que era um pinheiro, um surucuá, um bodoque e uma canela-sassafrás. Desmatou, mas sem saber me ensinou a preservar. Caçou, mas sem se dar conta me mostrou a importância dos animais. Carrego no meu coração seus ensinamentos.

“la vulnerabilidad de un sistema vivo es inversamente proporcional a la diversidad que contiene”

Manfred Max-Neef e Antonio Elizalde

RESUMO

O *Butia eriospatha* (Martius ex. Drude) Beccari (butiá-da-serra) é uma espécie de palmeira em perigo de extinção, inserida em um dos biomas mais ameaçados do planeta, o bioma Mata Atlântica, mais especificamente na região do Planalto Serrano do Sul do Brasil. Apesar de o *B. eriospatha* ser descrito como uma espécie que ocorre naturalmente em campos abertos, evidências apontam para a ocorrência de indivíduos em altas densidades também dentro de florestas com araucárias (*Araucaria angustifolia*). Tendo em vista o cenário atual de fragmentação dos ecossistemas no Planalto Serrano de Santa Catarina e da ameaça à diversidade genética do *B. eriospatha*, bem como as possibilidades de uso dessa espécie, emergem algumas questões: a) como era a paisagem de ocorrência do *B. eriospatha* no passado: floresta ou campo?; b) Existem diferenças significativas entre populações de *B. eriospatha* que ocorrem em distintos ambientes, sobretudo quanto aos aspectos demográficos, morfológicos (frutos) e genéticos?; c) Quais as principais implicações dessas diferenças, caso existam? Dentro desse contexto, o objetivo deste trabalho foi de estudar desde componentes da diversidade genética até as mudanças na paisagem ao longo do tempo de duas populações de *B. eriospatha*, amostradas no município de Curitibanos-SC, sendo uma de campo aberto e outra de floresta com araucárias e, por fim, compará-las. Imagens aéreas da região, produzidas no ano de 1957 e 2012, foram utilizadas para a caracterização da transformação da paisagem de ocorrência das populações. Foi instalada uma parcela permanente de aproximadamente cinco hectares em cada população, onde todos os indivíduos de *B. eriospatha* presentes foram localizados por meio de um sistema de coordenadas x e y, classificados quanto ao estado reprodutivo e mensurados quanto ao DAP e altura. O padrão de distribuição espacial das duas populações também foi avaliado. Foram amostrados de 31 a 40 frutos por planta de 30 matrizes da população de floresta e 32 da população de campo para que fossem caracterizados quanto às características morfológicas. Além disso, a partir das frequências alélicas obtidas com a utilização de nove marcadores microsatélites, as populações foram caracterizadas, quanto à diversidade genética, sistema reprodutivo e estrutura genética espacial. Foram observadas populações de *B. eriospatha* sob a cobertura de floresta com araucárias no passado (1957) e no presente (2012-2016), comprovando-se não se tratar de uma espécie exclusiva do ambiente de campo. Demonstrou-se a redução e a fragmentação das áreas de habitat

de *B. eriospatha* na região de Curitiba-SC, sendo que boa parte dessas áreas foram substituídas por plantios com espécies florestais exóticas. Devido à ausência de regeneração, ambas as populações apresentam riscos iminentes de extinção. As condições do ambiente mostraram-se determinantes no potencial reprodutivo dos indivíduos de *B. eriospatha*. A população de campo apresentou um padrão de distribuição espacial predominantemente agregado, enquanto que a população de floresta apresentou um padrão predominantemente aleatório. As populações de campo e de floresta apresentaram diferenças para todos os descritores morfológicos avaliados, além de grande variabilidade fenotípica, demonstrando ter grande potencial para a conservação e seleção para produtividade e qualidade de frutos. Com exceção do comprimento dos frutos e peso dos pirênios, a população de campo apresentou os maiores valores para as demais características avaliadas nos frutos. As duas populações apresentaram índices similares e moderados de diversidade genética. Apesar da pequena distância entre as duas populações, evidenciou-se uma estruturação genética significativa. Ambas as populações apresentaram sistema de cruzamento alogâmico, com a possibilidade de cruzamentos endogâmicos na população de floresta. Observou-se estrutura familiar em ambas as populações em curtas distâncias. Na população de floresta a coancestria entre indivíduos adultos é anulada quando somente os indivíduos reprodutivos da população são considerados, já na população de campo, a estrutura familiar se mantém. Este trabalho evidencia a importância de se considerar as populações de *B. eriospatha* que ocorrem em ambiente de floresta, além das populações de campo, em planos de conservação, estratégias de melhoramento genético para produtividade e qualidade de frutos, bem como em estudos complementares sobre a autoecologia da espécie.

Palavras-chave: *Butia eriospatha*. Diversidade genética. Estrutura genética espacial. Morfologia de frutos. Paisagem de floresta. Sistema reprodutivo. Transformação da paisagem.

ABSTRACT

Butia eriospatha (Martius ex. Drude) Beccari (*butiá-da-serra*) is an endangered palm species at risk of extinction occurring in one of the most threatened biomes in the planet - the Atlantic Rain Forest Biome – more specifically in the South Brazilian Plateau region. Despite the descriptions stating that *B. eriospatha* naturally occurs on the open grasslands, there are evidences showing that this species can also occur in highly density beneath the canopy of trees in the Araucaria Forest (*Araucaria angustifolia*). Considering the current scenario of ecosystem fragmentation in the Santa Catarina's Plateau, the threat to the genetic diversity of *B. eriospatha*, as well as the potential uses of this species, some questions are asked. For instance: i) how was the landscape where *B. eriospatha* occurred in the past, forest or grassland? ; ii) are there significantly demographic, morphological (fruits) or genetic differences between *B. eriospatha* populations occurring in distinct environments? ; iii) which are the most important implications of these differences when they are present? In this context, the aim of this study was to investigate the situation of two *B. eriospatha* populations sampled in the city of Curitiba-SC (one in forest environment and the other in grassland environment), ranging from population genetics to changes in the landscape over time. Aerial images, produced in the years of 1957 and 2012, were used to characterize the landscape shifts for each population. In addition, five hectares permanent plots were established for each population, where all *B. eriospatha* individuals were classified according to their reproductive status and had their DBH and height measured. The position of the individuals were marked with an X and Y coordinate system. I also evaluated the spatial distribution pattern of the two populations. To determine the morphological characteristics of the *B. eriospatha* fruits, I sampled from 31 to 40 fruits per plant from 30 mother-trees in the forest population and from 32 mother-trees in the grassland population. Furthermore, using nine microsatellites (SSR markers), I studied the genetic diversity, mating system and spatial genetic structure (SGS) of both *B. eriospatha* populations. I identified *B. eriospatha* populations beneath the canopy in the past (1957) and in the present (2012-2016), proving that *B. eriospatha* is not an exclusively grassland species. I also demonstrated the existence of fragmentation and reduction of the *B. eriospatha* habitat in the studied region, wherein a great amount of land was replaced with exotic forest plantations. Due to the absence of regeneration, both populations showed imminent risks of extinction. The environment conditions were determinant on the

reproduction potential of *B. eriospatha* individuals. The grassland population exhibited a predominantly aggregated pattern of spatial distribution, while the forest population showed a predominantly random distribution. The two populations were significantly different for every fruit morphological descriptor used, with a great phenotypical variability. These findings illustrate the remarkable potential of both *B. eriospatha* populations for conservation as well as for breeding for fruit productivity and fruit quality. The grassland population presented the highest values for all fruit descriptors except for pyrenes weight and fruit length. The populations showed similar and moderated genetic diversity indexes. Despite the small distance between both populations, significant genetic differentiation was identified. Both populations presented allogamy, with possible endogamic crossings in the forest population. Family structure were found for both populations over short distances. When just the reproductive individuals were evaluated, the coancestry was not different from zero in the forest population. This study indicates the importance to consider *B. eriospatha* populations that occur in forest environment in conservation plans, breeding programs as well as in future complementary studies, besides grassland populations.

Keywords: *Butia eriospatha*. Genetic diversity. Forest landscape. Fruit morphology. Landscape transformation. Mating system. Spatial Genetic Structure (SGS).

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa com a localização das populações do estudo. A1 – imagem aérea da população “Campo”; A2 – imagem da população “Campo” (coordenadas: 27°11’40” S; 50° 37’ 04” O); B1 – imagem aérea da população “Floresta”; B2 – imagem da população “Floresta” (coordenadas: 27°12’91” S; 50° 35’36” O). Fotos: A2 – Juliano Zago da Silva; B2 – Rafael Candido Ribeiro.42
- Figura 2.** Imagens aerofotogramétricas do ano de 1957 adquiridas em escala 1:25.000, utilizadas no estudo de paisagem. A – Imagem 18804; B – imagem 18806; C – imagem 15839.43
- Figura 3.** Mapa de localização das áreas de estudo e imagens georreferenciadas prontas para a classificação de uso e cobertura da terra (1957 e 2012). A área CAMPO está identificada em vermelho e a área FLORESTA está identificada em verde.45
- Figura 4.** Exemplos de partes das imagens aéreas utilizadas para a classificação do uso e cobertura da terra (os exemplos de 2012 não representam as mesmas áreas dos exemplos de 1957). A1 – Floresta em estágio avançado de sucessão (FEA) em 1957; A2 – Floresta em estágio avançado de sucessão (FEA) em 2012; B1 – Floresta em estágio inicial de sucessão ou capoeira (FIS) em 1957; B2 – Floresta em estágio inicial de sucessão ou capoeira (FIS) em 2012; C1 – Campo, pasto ou lavoura (CPL) em 1957; C2 – Campo, pasto ou lavoura em (CPL) 2012.47
- Figura 5.** Exemplos de partes das imagens aéreas utilizadas para a classificação do uso e cobertura da terra (os exemplos de 2012 não representam as mesmas áreas dos exemplos de 1957). A1 – Campo, pasto ou lavoura com butiazal (CPB) em 1957; A2 – Campo, pasto ou lavoura com butiazal (CPB) em 2012; B1 – Corpos d’água (CDA) em 1957; B2 – Corpos d’água (CDA) em 2012; C1 – Benfeitorias (BFT) em 1957; C2 – Benfeitorias (BFT) em 2012; D – Plantio com espécies florestais exóticas em 2012.48
- Figura 6.** Uso e cobertura da terra em 1957 e em 2012 para as áreas “CAMPO” e “FLORESTA”. REE = plantio com espécies florestais exóticas; CPL = campo, pastou ou lavoura; CDA = corpos d’água; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; BFT = benfeitorias.54
- Figura 7.** Porcentagem de cada classe de uso e cobertura de terra em 1957 e 2012 para a área CAMPO. REE = plantio com espécies florestais exóticas; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; CDA = corpos d’água; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; CPL = campo, pastou ou lavoura; BFT = benfeitorias. .56
- Figura 8.** Porcentagem de cada classe de uso e cobertura de terra em 1957 e 2012 para a área FLORESTA. REE = plantio com espécies florestais exóticas; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; CDA = corpos d’água; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; CPL = campo, pastou ou lavoura; BFT = benfeitorias. .57

Figura 9. Alteração de cobertura e uso da terra entre os anos de 1957 e 2012 das áreas CAMPO e FLORESTA em hectares. BFT = benfeitorias; CPL = campo, pastou ou lavoura; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; CDA = corpos d'água; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; REE = plantio com espécies florestais exóticas.	60
Figura 10. Número de fragmentos de “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) em cada classe de tamanho dos fragmentos para a área CAMPO nos anos de 1957 e 2012.....	63
Figura 11. Número de fragmentos de “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) em cada classe de tamanho dos fragmentos para a área FLORESTA nos anos de 1957 e 2012.....	65
Figura 12. Número de fragmentos de “campo, pasto ou lavoura com butiazais” (CPB) separados por classe de tamanho para a área CAMPO, nos anos de 1957 e 2012.....	67
Figura 13. Número de fragmentos de “campo, pasto ou lavoura com butiazais” (CPB) separados por classes de tamanho para a área FLORESTA, nos anos de 1957 e 2012.....	68
Figura 14. Partes de imagens aerofotogramétricas. Exemplo da transformação da paisagem de “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) para “campo, pasto ou lavoura com butiazais” (CPB), entre 1957 e 2012. A1- representação de uma parte da área CAMPO com presença de floresta em 1957 (27°11'39,77”S; 50°38'11,39”O); A2- representação da mesma parte A1, em 2012, com a presença butiazal centenário em campos abertos (validação feita a campo); B1- representação de uma parte da área FLORESTA com presença de floresta em 1957 (27°13'13,58”S; 50°36'08,36”O); B2- representação da mesma parte B1, em 2012, com a presença de butiazal centenário em campos abertos.	72
Figura 15. Plantios de <i>Pinus</i> sp. no ambiente dos butiazais em duas populações distintas. A – Imagem aerofotogramétrica de 2012 ilustrando plantio recente de <i>Pinus</i> sp. sob as copas de uma população de <i>B. eriospatha</i> ; B – Plantio de <i>Pinus taeda</i> sob as copas de uma população de <i>B. eriospatha</i> , registrada em maio de 2015. Fotos: A - http://sigsc.sc.gov.br/sigserver/SIGSC/wms ; B – Rafael Candido Ribeiro.....	74
Figura 16. Mapa de localização da parcela de campo de <i>B. eriospatha</i>	82
Figura 17. Mapa de localização da parcela de floresta de <i>B. eriospatha</i>	83
Figura 18. A – Indivíduo da população de floresta com aproximadamente 50% de desfolha. Dano causado por um lepidóptero; B – Detalhe do dano causado por um lepidóptero em uma das folhas de um indivíduo de <i>B. eriospatha</i> ; C – Lepidóptero causador da desfolha observada em indivíduos de <i>B. eriospatha</i> no ambiente de floresta. Fotos: A e B – Alison Paulo Bernardi; C – Juliano Zago da Silva.....	88
Figura 19. Distribuição do número de indivíduos por classes de <i>B. eriospatha</i>	90
Figura 20. Distribuição do número de indivíduos por classes de DAP de <i>B. eriospatha</i>	91

Figura 21. A – Paisagem da população de <i>B. eriospatha</i> de campo. B – Distribuição espacial dos indivíduos reprodutivos e não reprodutivos da população de campo. Foto: Alison Paulo Bernardi.....	93
Figura 22. A – Padrão de distribuição espacial de todos os indivíduos na população de campo por meio da função K de Ripley transformada (L); B – Padrão de distribuição espacial dos indivíduos reprodutivos na população de campo por meio da função K de Ripley transformada (L). As linhas pontilhadas representam o envelope de confiança construído a partir de 1.000 simulações Monte Carlo.....	94
Figura 23. A – Paisagem da população de <i>B. eriospatha</i> de floresta. B – Distribuição espacial dos indivíduos reprodutivos e não reprodutivos da população de floresta. Foto: Rafael Candido Ribeiro	95
Figura 24. A – Padrão de distribuição espacial de todos os indivíduos na população de floresta por meio da função K de Ripley transformada (L); B – Padrão de distribuição espacial dos indivíduos reprodutivos na população de floresta por meio da função K de Ripley transformada (L). As linhas pontilhadas representam o envelope de confiança construído a partir de 1.000 simulações Monte Carlo.....	96
Figura 25. Exemplos de regenerantes encontradas dentro da população de floresta. Fotos: Rafael Candido Ribeiro.....	99
Figura 26. A – Coleta de frutos em ambiente de campo; B – Coleta de frutos em ambiente de floresta. Fotos: Rossana M. Borelli.....	113
Figura 27. A – Frutos organizados para as medições; B – mensuração do comprimento do fruto; C – avaliação do peso do fruto; D – mensuração no máximo diâmetro do fruto. Fotos: Rafael Candido Ribeiro.....	114
Figura 28. Gabarito para a forma dos frutos. A – Forma “arredondado”; B – forma “achatado nos polos”; C – forma “ovalado”; D – forma “retangular” (adaptado de MISTURA et al., 2015).	115
Figura 29. Gabarito de cores Munsell Color Charts for Plant Tissues.	115
Figura 30. A1 – Frequências relativas das formas de fruto na população de campo. B1 – Frequências relativas das formas de fruto na população de floresta. A: forma “arredondada”; B: forma “achatada nos polos”; C: forma “ovalada”; D: forma “retangular” (adaptado de MISTURA et al., 2015).	119
Figura 31. A – Frequências relativas das quatro cores mais frequentes na população de campo; B – Frequências relativas das quatro cores mais frequentes na população de floresta. As cores observadas nos gráficos são as cores reais dos frutos.	120
Figura 32. Média do peso dos frutos de <i>B. eriospatha</i> em gramas. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens <i>bootstrap</i> em cada população ($p < 0,01$).....	120
Figura 33. <i>Box plot</i> da distribuição dos pesos dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para	

cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).....	121
Figura 34. <i>Box plot</i> da distribuição do peso dos 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).	122
Figura 35. Média do máximo diâmetro dos frutos de <i>B. eriospatha</i> em centímetros. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens <i>bootstrap</i> em cada população ($p < 0,01$).....	123
Figura 36. <i>Box plot</i> da distribuição do máximo diâmetro dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).	123
Figura 37. <i>Box plot</i> da distribuição do máximo diâmetro dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).	124
Figura 38. Média do comprimento dos frutos de <i>B. eriospatha</i> em centímetros. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens <i>bootstrap</i> em cada população ($p < 0,01$).....	125
Figura 39. <i>Box plot</i> da distribuição do comprimento dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).	126
Figura 40. <i>Box plot</i> da distribuição do comprimento dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).	127
Figura 41. Média do peso dos pirênios de <i>B. eriospatha</i> em gramas. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens <i>bootstrap</i> em cada população ($p < 0,01$).....	128
Figura 42. <i>Box plot</i> do peso dos pirênios dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude	

total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).....	128
Figura 43. <i>Box plot</i> do peso dos pirênios dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).....	129
Figura 44. Média do peso da polpa de <i>B. eriospatha</i> em gramas. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens <i>bootstrap</i> em cada população ($p < 0,01$).....	130
Figura 45. <i>Box plot</i> do peso da polpa dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).....	130
Figura 46. <i>Box plot</i> do peso da polpa dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).....	131
Figura 47. Média da proporção polpa/fruto de <i>B. eriospatha</i> em gramas. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens <i>bootstrap</i> em cada população ($p < 0,01$).....	132
Figura 48. <i>Box plot</i> da proporção polpa/fruto dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).....	132
Figura 49. <i>Box plot</i> para a proporção polpa/fruto dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados <i>outliers</i> , quando presentes).....	133
Figura 50. Estrutura genética interna da população de <i>B. eriospatha</i> de floresta. A – todos os indivíduos da população; B – somente os indivíduos reprodutivos. Fij: coeficiente de coancestria de acordo com Nason (Loiselle et al., 1995). ..	166
Figura 51. Estrutura genética interna da população de <i>B. eriospatha</i> de campo. A – todos os indivíduos da população; B – somente os indivíduos reprodutivos. Fij: coeficiente de coancestria de acordo com Nason (Loiselle et al., 1995). ..	167

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Métricas de paisagem utilizadas.....	50
Tabela 2. Número de manchas computadas de cada classe dentro das paisagens (CAMPO e FLORESTA) nos anos de 1957 e 2012.	55
Tabela 3. Métricas calculadas ao nível de paisagem para as áreas CAMPO e FLORESTA e anos 1957 e 2012.	58
Tabela 4. Desvios absolutos (ha) da mudança de cobertura e uso da terra entre 1957 e 2012 para as áreas CAMPO e FLORESTA.	59
Tabela 5. Índice de Forma da Paisagem (LSI) para as classes Floresta em estágio avançado de sucessão (FEA) e campo, pasto ou lavoura com butiazais (CPB).....	60
Tabela 6. Métricas de mancha para a classe FEA nas áreas CAMPO e FLORESTA e nos anos 1957 e 2012.	61
Tabela 7. Classes de tamanho das manchas da classe “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) encontradas na área CAMPO nos anos de 1957 e 2012.	63
Tabela 8. Classes de tamanho das manchas da classe “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) encontradas na área FLORESTA.	64
Tabela 9. Métricas de mancha para a classe CPB nas áreas CAMPO e FLORESTA e anos 1957 e 2012.	66
Tabela 10. Classes de tamanho das manchas da classe “campo, pastou ou lavoura com butiazais” (CPB) encontradas na área CAMPO.	66
Tabela 11. Classes de tamanho das manchas da classe “campo, pastou ou lavoura com butiazais” (CPB) encontradas na área FLORESTA.	68
Tabela 12. Resumo das informações demográficas levantadas para as populações Floresta e Campo.	89
Tabela 13. Resumo dos parâmetros calculados para a morfologia dos frutos de <i>Butia eriopatha</i> das populações de campo e de floresta.	118
Tabela 14. Correlação de Spearman (r_s) entre variáveis contínuas mensuradas para os frutos das populações de campo e de floresta.	134
Tabela 15. Quadro de iniciadores microsatélites utilizados nos estudos genéticos de <i>B. eriopatha</i> . F: sequência <i>forward</i> ; R: sequência <i>reverse</i> ; Tm: temperatura de anelamento.	150
Tabela 16. Fluorocromos utilizados na extremidade 5’ de cada marcador microsatélite, multiplex do qual cada marcador fez parte e volume adicionado por amostra de cada marcador.	151
Tabela 17. Frequências alélicas observadas nas populações de floresta e de campo para os dez <i>loci</i> microsatélites utilizados.	156
Tabela 18. Parâmetros de diversidade genética para as populações de floresta e de campo (adultos e progênies). n: tamanho da amostra; N° Alelos: número total de alelos; A: número médio de alelos por <i>locus</i> ; AR: riqueza alélica baseada na menor amostra (rarefação de dados); Ae: número de alelos efetivos por <i>locus</i> ; Ap: número de alelos exclusivos; R: número de alelos raros; Ho (IC - 95%): heterozidossidade observada (Intervalo de Confiança à 95% de probabilidade);	

<i>He</i> (IC - 95%): heteroziosidade esperada (Intervalo de Confiança à 95% de probabilidade); <i>f</i> : índice de fixação; <i>Ne</i> : tamanho efetivo populacional; <i>FST</i> : índice de fixação devido à subdivisão populacional.	161
Tabela 19. Índices de fixação entre indivíduos adultos e progênies, dentro das populações de floresta e campo. <i>FIS</i> : índice de fixação médio dentro da população; <i>FIT</i> : índice de fixação total; <i>FST</i> : índice de fixação devido à subdivisão.	163
Tabela 20. Estimativas do sistema reprodutivo da população de <i>Butia eriospatha</i> de floresta e de campo.	165

SUMÁRIO

1. CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
1.1. INTRODUÇÃO GERAL	27
1.1.1. Breve reflexão.....	27
1.1.2. Justificativa e apresentação da dissertação.....	28
1.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	31
1.2.1. A importância das palmeiras	31
1.2.2. Fragmentação dos ecossistemas e a ameaça ao <i>Butia eriospatha</i> ..	32
1.2.3. A espécie <i>Butia eriospatha</i> e seu estado de conservação genética .	34
2. CAPÍTULO II. A TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM PARA DUAS POPULAÇÕES DE <i>Butia eriospatha</i> (Martius ex. Drude) Beccari (ARECACEAE) ENTRE 1957 E 2012.....	37
2.1. INTRODUÇÃO	37
2.2. HIPÓTESES.....	39
2.3. OBJETIVOS	40
2.3.1. Objetivo Geral	40
2.3.2. Objetivos Específicos	40
2.4. MATERIAIS E MÉTODOS	41
2.4.1. Local de estudo	41
2.4.2. Obtenção das imagens aerofotogramétricas	43
2.4.3. Georreferenciamento	44
2.4.4. Classificação de uso e cobertura da terra.....	46
2.4.5. Obtenção das métricas de paisagem	49
2.4.6. Análise das métricas de paisagem.....	52
2.5. RESULTADOS	53
2.5.1. Classes de uso e cobertura da terra	55
2.5.2. Diversidade de classes na paisagem	57
2.5.3. Mudanças nas paisagens de ocorrência do <i>Butia eriospatha</i>	58
2.6. DISCUSSÃO	69
2.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	75
2.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76
3. CAPÍTULO III. ESTRUTURA DEMOGRÁFICA E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE <i>Butia eriospatha</i> EM PAISAGEM CONTRASTANTES: CAMPO E FLORESTA	77
3.1. INTRODUÇÃO	77
3.2. HIPÓTESES.....	79
3.3. OBJETIVOS	80

3.3.1. Objetivo geral.....	80
3.3.2. Objetivos específico.....	80
3.4. MATERIAIS E MÉTODOS	81
3.4.1. Local de estudo.....	81
3.4.2. Demarcação das parcelas	81
3.4.3. Análise dos dados da estrutura demográfica	84
3.4.4. Análise do padrão de distribuição espacial.....	85
3.5. RESULTADOS.....	87
3.5.1. Estrutura demográfica do <i>Butia eriospatha</i> em campo e em floresta	87
3.5.2. Análises de associação para o estado reprodutivo de indivíduos de <i>Butia eriospatha</i>	91
3.5.3. Padrão de distribuição espacial de <i>Butia eriospatha</i> em paisagens contrastantes	92
3.6. DISCUSSÃO	97
3.6.1. Estrutura demográfica	97
3.6.2. Potencial reprodutivo	100
3.6.3. Padrão de distribuição espacial	103
3.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	106
3.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107
4. CAPÍTULO IV – MORFOLOGIA DE FRUTOS DE <i>Butia eriospatha</i> EM DUAS PAISAGENS COM OCORRÊNCIA NATURAL: CAMPO E FLORESTA	108
4.1. INTRODUÇÃO	108
4.2. HIPÓTESES	110
4.3. OBJETIVOS	111
4.3.1. Objetivo geral.....	111
4.3.2. Objetivos específicos	111
4.4. MATERIAIS E MÉTODOS	112
4.4.1. Local de estudo.....	112
4.4.2. Amostragem e mensurações	112
4.4.3. Análise dos dados morfológicos	115
4.5. RESULTADOS.....	117
4.5.1. Morfologia dos frutos de <i>B. eriospatha</i>	117
4.5.2. Correlações entre variáveis	133
4.6. DISCUSSÃO	135
4.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	141
4.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	142

5. CAPÍTULO V. DIVERSIDADE GENÉTICA, SISTEMA DE CRUZAMENTO E ESTRUTURA GENÉTICA ESPACIAL DE *Butia eriospatha* EM AMBIENTE DE CAMPO E FLORESTA... 143

5.1. INTRODUÇÃO	143
5.2. HIPÓTESES.....	145
5.3. OBJETIVOS	146
5.3.1. Objetivos gerais	146
5.3.2. Objetivos específicos	146
5.4. MATERIAIS E MÉTODOS	147
5.4.1. Local de estudo	147
5.4.2. Amostragem.....	147
5.4.3. Extração de DNA nuclear.....	148
5.4.4. Amplificação dos marcadores microssatélites e genotipagem	149
5.4.5. Alelos nulos, desequilíbrio de ligação e Equilíbrio de Hardy-Weinberg.....	152
5.4.6. Estimação dos índices de diversidade e estrutura genética, estrutura genética espacial (SGS) e sistema reprodutivo.....	152
5.5. RESULTADOS	155
5.5.1. Diversidade e estrutura genética.....	157
5.5.2. Sistema reprodutivo	163
5.5.3. Estrutura genética espacial	165
.....	166
5.6. DISCUSSÕES.....	167
5.6.1. Diversidade e estrutura genética.....	168
5.6.2. Sistema Reprodutivo	173
5.6.3. Estrutura genética espacial	176
5.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	179
5.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	181

6. Capítulo VI: CONSIDERAÇÕES FINAIS E REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 182

6.1. CONSIDERAÇÕES FINAIS	182
6.3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	187

1. CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1.1. Breve reflexão

A sociedade humana vive atualmente um conturbado *status quo* de uma crise de consciência e falta de bom senso. Como consequência, percebem-se crises econômicas, crises ambientais, crises espirituais, crises de saúde corporal e mental, para as quais, geralmente, buscam-se soluções pontuais e equivocadas no pensamento reducionista. Certamente um dos fatores que mais contribuiu para a manutenção desse *status quo* é o crescente afastamento que a civilização atual vivencia de elementos e processos da natureza. Esse distanciamento acaba gerando a ignorância e o descaso, que por sua vez, retroalimentam mais distanciamento e menos respeito com os recursos que mantêm a vida na Terra.

Apesar de se cometer reduções e abstrações do “todo” nesta dissertação, e de se aceitar que isso é necessário para que se avance no conhecimento, como mínimo, é importante praticar a reflexão, além de tentar exercitar o estado de consciência sobre o “todo”. Dessa maneira, é possível perceber que, muitas vezes, bastam mudanças de pensamento e opinião para que se reestabeleça uma conexão com os elementos da natureza, promovendo o respeito e a redução dos efeitos das crises que nos cercam.

Este trabalho representa uma tentativa de não cair na tentação reducionista da ciência, em que processos complexos são completamente reduzidos a pequenas partes e assim permanecem, sem que se reflita e se discuta sobre o contexto mais global no qual o objeto de estudo se encontra.

Espera-se, acima de tudo, despertar um pouco da consciência sobre as relevantes perdas que elementos chave de ecossistemas tão importantes, como a Floresta Ombrófila Mista, vêm sofrendo.

O que é apresentado neste trabalho, não se traduz em verdade absoluta, de maneira alguma, mas sim em evidências para uma reflexão mais profunda e um embasamento para discussões sobre os riscos iminentes associados à extinção desta importante palmeira que é o *Butia eriospatha*.

1.1.2. Justificativa e apresentação da dissertação

A ocupação humana no Planalto Serrano do Sul do Brasil, no período pós-colombiano, ocorreu fundamentada na exploração madeireira e na expansão da pecuária (CAZELLA e BÚRIGO, 2008; CARVALHO e NODARI, 2010). Grandes extensões da Floresta com Araucárias (ou Floresta Ombrófila Mista – FOM) foram substituídas por campos de pastagens, e a paisagem de floresta se tornou fragmentada (RIBEIRO et al, 2009). Essa alteração restringiu a ocorrência de muitas espécies de plantas autóctones aos fragmentos remanescentes dessa região. A fragmentação dos ecossistemas é hoje uma das principais ameaças à biodiversidade dos ecossistemas naturais, pois produz uma série de efeitos genéticos negativos dentro de populações ao longo do tempo (FINGER et al., 2014), podendo resultar em extinções locais (NEWBOLD, et al., 2015).

Dentro desse cenário, o *Butia eriospatha* (butiá-da-serra), uma palmeira nativa da região do Planalto Serrano do Sul do Brasil, atualmente se encontra ameaçado de extinção (CONSEMA-SC, 2014; MMA, 2014; IUCN, 2015). Os fatores que ameaçam a ocorrência do *B. eriospatha* em ambiente natural são: a) a pecuária, pois o gado prejudica a capacidade de sobrevivência de plântulas de *B. eriospatha* de maneira direta ao se alimentar das suas folhas (NAZARENO e REIS, 2013-b); b) a mortalidade e o comércio ilegal de indivíduos adultos para fins paisagísticos, que atuam na diminuição da diversidade genética devido à constante perda de alelos nas populações (NAZARENO e REIS 2013-a; NAZARENO e REIS 2013-b); c) os plantios florestais de espécies exóticas (NAZARENO, 2013); e d) possivelmente a exploração irracional de seus frutos (NAZARENO, 2013). Entretanto, essas afirmações baseiam-se em estudos realizados somente em paisagem de campo, o que gera um entendimento parcial dos seus reais riscos de extinção, uma vez que a espécie ocorre também em ambiente de florestas (observação pessoal).

Descrições naturalísticas das décadas de 50 e 60 apresentam o *B. eriospatha* como uma espécie de ocorrência exclusiva dos campos, com raras aparições no interior de florestas com araucárias, principalmente por se tratar de uma espécie heliófita (REITZ, 1974), igualmente às outras espécies do gênero *Butia* (SOARES, 2013). Contudo, atualmente observam-se populações de indivíduos centenários em ambos os ambientes, o que deixa dúvidas se os campos descritos como principal ambiente de ocorrência natural do *B. eriospatha* eram campos naturais,

ou se as florestas foram exploradas e mantidas como campos antes das descrições.

Considerando-se esse cenário de fortes modificações antrópicas na paisagem de ocorrência do *B. eriospatha* e o fato de a espécie ocorrer atualmente tanto em campos abertos, quanto em ambientes de floresta, visualizou-se a oportunidade de se investigar as principais diferenças observadas entre populações dessa espécie em campos abertos e em floresta em relação à múltiplas questões.

Portanto, este trabalho tem como principais objetivos: caracterizar as modificações da paisagem de ocorrência do *B. eriospatha*, além de estudar a estrutura demográfica o padrão de distribuição espacial, a morfologia de frutos, a diversidade genética, o sistema reprodutivo e a estrutura genética espacial de duas populações da espécie, sendo que uma ocorre em ambiente de campo e outra em ambiente de floresta com araucárias.

Esta dissertação está disposta em seis capítulos, sendo que no primeiro faz-se uma introdução ao tema proposto, apresenta-se os principais motivadores deste trabalho, e se expõe uma revisão bibliográfica acerca do conhecimento gerado até o momento sobre a espécie *B. eriospatha*.

No segundo capítulo são abordados aspectos sobre mudanças observadas na paisagem de ocorrência de duas populações de *B. eriospatha* e como essas alterações podem interferir na manutenção dessas populações. Para isso, duas áreas foram estabelecidas no entorno das duas populações de *B. eriospatha*, sendo uma de campo aberto e outra de floresta com araucárias. Fotografias aéreas dos anos de 1957 e 2012 foram utilizadas para se caracterizar as mudanças ocorridas na paisagem.

No terceiro capítulo apresentam-se questões a respeito da estrutura demográfica e do padrão de distribuição espacial das populações de campo e de floresta de *B. eriospatha*. O padrão espacial das duas populações foi estimado com base no posicionamento dos indivíduos pela função K univariada de Ripley.

Procurando-se inferir sobre a variabilidade morfológica de *B. eriospatha*, o quarto capítulo traz a caracterização de frutos maduros amostrados em matrizes das duas populações a partir de descritores morfológicos, além do número médio de cachos com frutos por indivíduo reprodutivo. Discutiu-se também neste capítulo sobre algumas consequências ecológicas da presença de determinadas características observadas nos frutos.

No quinto capítulo apresenta-se a caracterização da diversidade genética de indivíduos adultos e progênies das duas populações de *B. eriospatha* amostradas. Além disso, parâmetros do sistema reprodutivo e da estrutura genética espacial para ambas as populações foram estimadas, e suas consequências genéticas são apontadas.

No sexto e último capítulo apresenta-se uma breve conclusão do trabalho, com perspectivas para a conservação e para novas pesquisas relacionadas ao *B. eriospatha*. As referências bibliográficas utilizadas em todos os capítulos da dissertação também estão neste capítulo.

1.2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.2.1. A importância das palmeiras

As palmeiras, plantas da família Arecaceae, são representadas por cerca de 2.700 espécies em mais de 240 gêneros (LORENZI et al., 2010) e, de uma forma geral, vêm sendo utilizadas pelo homem há milhares de anos para os mais diversos fins, como por exemplo, alimentos, bebidas, óleos, medicamentos, artefatos de caça e pesca, adornos, utensílios, coberturas contra intempéries, lenha, entre outros (BONDAR, 1964), possuindo uma íntima relação com a ascensão da cultura humana (JOHNSON, 1988).

Algumas espécies de palmeiras têm sua dispersão provavelmente relacionada com a utilização pelo homem por mais de 10.000 anos (NOELLI, 2000). Espécies de *Butia* spp., por exemplo, podem ser citadas como importantes fontes de recurso alimentício, entre outros usos, por povos pré-históricos do Sul do Brasil (SCHMITZ, 2006) e Uruguai (IRIARTE et al., 2016). As espécies jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) e butiá-yataí (*Butia yatay*) foram apontadas, a partir de micro e macro restos encontrados em um sítio arqueológico na Bacia do Prata, como importantes recursos para a alimentação e tecnologia de povos indígenas do Holoceno tardio (BONOMO e CAPELETTI, 2014). Outras espécies de palmeiras, como a pupunha (*Bactris gasipaes*), tiveram seu processo de domesticação iniciado há possivelmente mais de 10.000 anos atrás (CLEMENT et al., 2010). Ademais, inúmeros são os relatos da importância das palmeiras para os seres humanos, também em períodos mais recentes (BONDAR, 1964; BÜTTOW, 2008; BERNAL et al., 2011; SAMPAIO, 2011; MILANESI et al., 2013; HOFFMANN et al., 2014). Macía et al. (2011) reportaram, somente para a região nordeste do continente Sul-Americano (Amazônia, Andes e Chocó), 2.395 usos envolvendo 194 espécies de palmeiras.

Além da importância direta que esses recursos têm para os humanos, as palmeiras são um grupo de plantas-chave na manutenção de muitos ecossistemas tropicais e subtropicais em inúmeros contextos, atuando principalmente como fonte de alimento e abrigo para uma infinidade de animais silvestres.

Após uma extensa revisão bibliográfica, ANDREAZZI et al. (2009) citam já se conhecer até o momento 93 espécies de mamíferos que consomem frutos de 126 espécies de palmeiras na região Neotropical. O palmito-juçara (*Euterpe edulis*), por exemplo, uma palmeira de ocorrência natural do Bioma Mata Atlântica, destaca-se com

relação à sua importância energética na alimentação de diversos animais frugívoros (GALETTI et al, 1999), e em interações ecológicas interespecíficas com animais ameaçados de extinção deste bioma, como a jacutinga (*Pipile jacutinga*) (GALETTI et al., 1997), sendo ainda mais importantes em pequenos fragmentos, terras altas e em áreas com uma baixa riqueza de frutos carnosos (GALETTI e ALEIXO, 1998).

GALETTI et al. (2013) destacam ainda o efeito da defaunação de certos grupos funcionais de animais sobre processos evolutivos do palmito-juçara, ao identificar uma associação entre a falta de grandes pássaros dispersores com a redução do tamanho das sementes, o que afeta negativamente a regeneração da espécie. Muitos outros casos de interações entre palmeiras e animais podem ser encontrados na literatura, como a dispersão de bacurí (*Attalea phalerata*) por carcará (*Caracara plancus*), no bioma Pantanal (GALETTI e GUIMARÃES Jr, 2004) e a relação entre a diminuição da predação de sementes de inajá (*Maximiliana maripa*) por besouros, após a dispersão por antas (*Tapirus terrestris*), aumentando sua regeneração natural no bioma Amazônia (FRAGOSO et al, 2003).

Como exemplo de evidências da importância ecológica para a comunidade de insetos – em especial as abelhas nativas, pode-se citar o butiá-da-praia (*Butia capitata* (Martius) Beccari var. *odorata*, atualmente *Butia catarinenses* Noblick e Lorenzi), como sendo uma espécie-chave para o ambiente de restinga no litoral do Sul do Brasil (ROSA, 2000). Quatro grupos de insetos – polinizadores, polinizadores-parasitas, parasitas e visitantes florais – também mantêm íntima relação com duas espécies de palmeiras do Cerrado: *Butia paraguayensis* e *Syagrus petraea* (SILBERBAUER-GOTTSBERGER et al., 2013). Esses e outros exemplos encontrados na literatura reforçam a importância ecológica das palmeiras nos seus ambientes de ocorrência.

1.2.2. Fragmentação dos ecossistemas e a ameaça ao *Butia eriospatha*

Apesar da grande importância ecológica e do potencial de utilização para os seres humanos, muitas espécies de palmeiras, assim como outros grupos de plantas e animais, vêm sofrendo reduções drásticas em suas populações e habitats, devido principalmente à fragmentação dos ambientes naturais e à conversão de uso do solo para pecuária, agricultura e urbanização. Estima-se que essa fragmentação, já tenha desencadeado uma redução, a nível mundial, de cerca de 13,6% da riqueza local de espécies (NEWBOLD et al., 2015). No Brasil, o Bioma

Mata atlântica, habitat de uma grande variedade de palmeiras, destaca-se como uma das regiões mais afetadas pela ação antrópica nos últimos 100 anos.

Atualmente, restam somente 11,7% daquilo que originalmente ocupou cerca de 140 milhões de hectares, sendo que mais de 80% dos fragmentos remanescentes são menores que 50 ha (RIBEIRO et al., 2009). Santa Catarina, que possuía 100% do seu território preenchido com o bioma Mata Atlântica, em termos relativos, é o estado brasileiro que mais manteve a vegetação deste bioma (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2011), com 27,8% (VIBRANS, et al., 2012) dos 9,5 milhões de hectares da sua área total. No entanto, em Santa Catarina, observa-se a predominância de remanescentes maiores na fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa, com 40,4% de sua área original, enquanto que as outras tipologias da vegetação, como a Floresta Ombrófila Mista (FOM), estão extremamente fragmentadas e mal representadas em apenas 22% de floresta remanescente com relação à sua área original (VIBRANS et al., 2012)

Dentro deste contexto, muitas espécies de palmeiras estão apontadas em listas de espécies ameaçadas, de âmbito regional (SEMA-RS, 2014; CONSEMA-SC, 2014) nacional (MMA, 2014) e internacional (IUCN 2015), como ameaçadas de extinção, principalmente aquelas que se encontram em ambientes com fortes pressões antrópicas e mais fragmentados. Esse é o caso do *Butia eriospatha*, uma palmeira natural dos planaltos serranos do Sul do Brasil, na FOM, que aparece na Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2014) como estando em alto risco de desaparecer da natureza em um futuro próximo, e vulnerável à extinção segundo a Lista Vermelha da IUCN (2015).

Nazareno (2013), após investigar aspectos genéticos e ecológicos de populações de *B. eriospatha* em Santa Catarina, concluiu que esta espécie se encontra em risco extremamente alto de extinção local. Esse risco se deve à incapacidade das populações atuais de regenerar-se naturalmente, frente, principalmente, às atividades de pecuária extensiva, historicamente típicas da região há mais de 100 anos. O mesmo é relatado para outras espécies do gênero *Butia* em outras regiões (SILVA, 2008; BÜTTOW et al., 2009; SOARES, 2013; RIVAS e BARBIERI, 2014).

Nazareno e Reis (2013-a), ao estudarem a estrutura populacional de quatro populações de *B. eriospatha* de campo aberto, encontraram somente em uma das populações uma estrutura demográfica com mais

de duas classes ontogenéticas. As três demais apresentavam somente indivíduos adultos e pequenas plântulas regenerantes, com altos índices de herbivoria pelo gado. Esse estudo ainda demonstrou que as populações estudadas podem estar sujeitas à uma redução de mais de 50% do seu tamanho efetivo populacional nos próximos 40 anos.

Outro fator apontado como de extrema relevância no aumento do risco de extinção de *B. eriospatha* é o comércio ilegal de indivíduos adultos centenários para ornamentação de casas e condomínios, pois essa prática eleva as taxas de perda e fixação de alelos em populações naturais (NAZARENO e REIS, 2013-b).

Além disso, plantios com monoculturas florestais exóticas, como *Pinus* spp., avançam sobre populações remanescentes de *B. eriospatha* na região do Planalto Serrano de Santa Catarina (observação pessoal), o que fragmenta a paisagem e isola ainda mais as populações dessa espécie. Só no Estado de Santa Catarina, são mais de 530.000 ha de superfície cobertas com *Pinus* spp. e os plantios se concentram principalmente no Planalto Serrano do Estado (ACR, 2014), zona de ocorrência natural do *B. eriospatha*, o que evidencia os riscos de extinção da espécie, associados a essa prática na região.

1.2.3. A espécie *Butia eriospatha* e seu estado de conservação genética

A espécie *Butia eriospatha* (Martius ex. Drude) Beccari (Arecaceae) ocorre naturalmente em áreas de planalto sob influência da Floresta Ombrófila Mista, geralmente em altitudes entre 800 e 900 metros (BOURSCHEID, 2011), foi descrita como sendo uma espécie exclusiva da “Zona dos Campos”, onde formam agrupamentos puros e bastante densos, conhecidos como butiazais, sendo muito raramente vistos no interior dos capões de araucária (REITZ, 1974). Seu habitat natural se distribui ao longo dos três estados do Sul do Brasil, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (LORENZI et al., 2004). De acordo com REITZ (1974) o *B. eriospatha* é uma palmeira que apresenta, geralmente, estipe de 3 a 6 metros de comprimento, que com a idade fica nu. Suas folhas principais atingem mais de um metro de comprimento e suas espádices têm cerca de um metro ou menos e as espatas atingem mais de um metro de comprimento e mais de 16 cm de largura. Seu nome, do grego, faz inferência à espessa lanugem castanha presente na parte externa das espatas. Suas flores masculinas e femininas são pequenas, com aproximadamente 5 mm e 9 mm de comprimento, respectivamente (REITZ, 1974), apresentando-se

dispostas em inflorescências. Os frutos são globosos, amarelos de cerca de 1,4 – 2,2 cm de diâmetro, com mesocarpo carnoso e adocicado, contendo de uma a três sementes (LORENZI et al., 2010).

O *B. eriospatha* apresenta período reprodutivo sazonal e sistema de reprodução predominantemente alógamo com possibilidade de autofecundação quando solitários, apesar de possuírem inflorescências protândricas (NAZARENO e REIS, 2012). O fluxo gênico ocorre pela dispersão de sementes por animais e pela dispersão de pólen por insetos (HOFFMANN et al. 2014).

Estudos que procuraram acessar a diversidade genética existente dentro e entre populações de *B. eriospatha* apontam para: a) uma diversidade intermediária, índices de fixação significativos para a metade das populações e uma alta taxa de divergência genética entre populações, utilizando-se 13 loci isoenzimáticos em 14 populações (REIS et al., 2012); b) uma diversidade genética moderada, com índices de fixação significativos para a maioria populações e elevada taxa de diferenciação entre populações para adultos e menor para jovens, utilizando-se nove loci microssatélites em quatro populações (NAZARENO e REIS, 2013-a). Entretanto, esses estudos caracterizaram somente populações que ocorrem em campos abertos, possivelmente mais influenciadas pelos efeitos das ações antrópicas. Já as populações que ocorrem sob a cobertura de Floresta Ombrófila Mista ainda permanecem sem qualquer informação quanto às suas dinâmicas populacionais.

Não existem na literatura estudos específicos sobre a biologia da polinização de *B. eriospatha*, apesar disso, a partir de conclusões sobre espécies do mesmo gênero, como o *B. catarinensis* (ROSA, 2000) e *B. paraguayensis* (SILBERBAUER-GOTTSBERGERET al., 2013), que apontaram as abelhas nativas como sendo as principais responsáveis pela polinização dessas espécies, pressupõe-se que o *B. eriospatha* também seja polinizado prioritariamente por esse grupo de insetos. Nazareno e Reis (2012) ressaltam a necessidade de estudos sobre a biologia da polinização, bem como estudos detalhados de fluxo gênico contemporâneo do *B. eriospatha*, para ajudar no entendimento sobre a biologia reprodutiva da espécie.

O *B. eriospatha* representa uma importante fonte de alimento para vertebrados frugívoros, pois apresenta frutos maduros ao longo de aproximadamente seis meses (NAZARENO e REIS, 2012). Os mesmos autores atentam também para a necessidade de estudos ecológicos mais aprofundados sobre a espécie para confirmar o seu papel nas comunidades ecológicas do seu ambiente de ocorrência. Sampaio et al.

(2007), empregando uma abordagem experimental, verificaram maior predação de frutos e sementes de *B. eriospatha* em ambiente de floresta do que em campos abertos, o que pode indicar uma maior eficiência de dispersão de sementes em populações que estão sob a cobertura de floresta. Contudo, ainda não se sabe quais são os principais dispersores de sementes do *B. eriospatha*. Wright (2003) ressalta que os efeitos negativos da fragmentação sobre a dispersão de sementes consumidas por grandes mamíferos não são tão óbvios devido à grande possibilidade de ocorrer uma dispersão secundária compensatória por animais menores, como pequenos roedores. Esses questionamentos reforçam a necessidade de estudos sobre a capacidade e o alcance da dispersão das sementes em distintas paisagens de ocorrência de *Butia eriospatha*, principalmente na busca por diferenças nesse sentido entre distintas paisagens de ocorrência.

2. CAPÍTULO II. A TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM PARA DUAS POPULAÇÕES DE *Butia eriospatha* (Martius ex. Drude) Beccari (ARECACEAE) ENTRE 1957 E 2012

2.1. INTRODUÇÃO

Toda a região de ocorrência da palmeira *Butia eriospatha* – Planalto Serrano do Sul do Brasil – passou ao longo do século XX por um processo histórico de intensa exploração madeireira, de colonização do território e, mais recentemente, de desenvolvimento do setor florestal com plantios de espécies exóticas. Esses processos transformaram significativamente a paisagem dessa região.

Transformações na paisagem – na qual organismos vêm mantendo seus papéis funcionais em um determinado espaço e por um período de tempo – como a fragmentação – podem até certo ponto favorecer alguns organismos e desfavorecer outros, mas de uma maneira geral observa-se um declínio na biodiversidade local (RICKLEFS, 2003).

Certamente, ambientes fragmentados têm uma dinâmica evolutiva de organismos diferente daquela observada no mesmo ambiente antes da fragmentação (CERQUEIRA et al., 2005). Os efeitos de borda intensificados pela fragmentação podem influenciar aspectos genéticos de inúmeras maneiras, como por exemplo atuar como barreiras ou filtros de passagem, reduzindo o fluxo gênico, o que tende a aumentar as taxas de deriva genética nos fragmentos isolados pelas bordas, levando à uma redução de diversidade genética através da subdivisão populacional. (CUSHMAN et al., 2016).

A fragmentação reduz a área total dos habitats, transformando-os em manchas circundadas por matrizes distintas do ambiente original, como áreas de pasto, áreas degradadas, áreas agrícolas, cidades, entre outras. A conformação da matriz pode afetar diferentemente distintas espécies (RICKETTS, 2001). A manutenção da conectividade funcional da paisagem após processos de fragmentação dependerá de como uma determinada espécie responde à conformação estabelecida na matriz (METZGER, 2008).

Portanto, a fragmentação e a perda de habitat são alguns dos principais fatores a ameaçar a diversidade e a abundância de espécies (NEWBOLD et al., 2015), inclusive da comunidade de palmeiras (BENCHIMOL et al., 2017). A diversidade genética dentro de espécies também é ameaçada pela fragmentação de habitats (FINGER, et al., 2014). Nesse sentido, a compreensão dos efeitos da fragmentação tem

importantes implicações para a conservação das espécies (RICKLEFS, 2003).

O *B. eriospatha* foi considerado até o momento na literatura como uma espécie heliófila, exclusiva de campos e sempre ocorrendo em vegetação aberta (REITZ, 1974; SOARES, 2013). O ambiente de campo era, portanto, considerado o habitat natural da espécie. Entretanto, embora pouco mencionado, a espécie ocorre também em ambiente de floresta com araucárias (*Araucaria angustifolia*) e, portanto, esse tipo de ambiente também pode ser considerado um habitat para a espécie. Essa perspectiva traz consigo muitas dúvidas como, por exemplo: o *B. eriospatha* ocorria naturalmente em ambos os ambientes antes das primeiras intervenções na paisagem do século XX?; foi o homem que condicionou as populações de *B. eriospatha* a ocorrerem em ambientes de vegetação aberta?; havia um ambiente exclusivo de ocorrência da espécie no passado?

Caso sejam analisadas somente as paisagens do presente, torna-se improvável que se consiga inferir acerca de tais perguntas. Contudo, ao se analisar a paisagem de um mesmo local em dois momentos distintos – um no passado e outro no presente – surge a possibilidade de se compreender como os possíveis habitats do *B. eriospatha* foram transformados e com isso deduzir como essas alterações na paisagem podem interferir na manutenção da espécie localmente.

Este capítulo representa um esforço em tentar caracterizar as mudanças ocorridas em paisagens com a presença de *B. eriospatha*, principalmente no que se refere às perdas de habitats e a qualidade da matriz para o fluxo gênico entre indivíduos e populações dessa espécie. Para isso, fotos aéreas realizadas em 1957 e em 2012 em dois locais distintos foram georreferenciadas, e classificadas quanto ao uso e cobertura da terra. Os padrões espaciais das paisagens foram quantificados a partir de métricas da paisagem, e por fim comparadas quanto à época e local. Uma maior ênfase é dada para os ambientes de campo e de floresta, principalmente quanto à fragmentação e a perda de habitat para o *B. eriospatha*.

2.2. HIPÓTESES

- 1) O homem provocou mudanças significativas na paisagem nos locais de ocorrência de *Butia eriospatha* entre os anos de 1957 e 2012, o que promoveu a perda e a fragmentação de habitat da espécie no município de Curitiba-SC.
- 2) O *B. eriospatha* é uma palmeira exclusiva do ambiente de campo aberto.

2.3. OBJETIVOS

2.3.1. Objetivo Geral

Estudar as mudanças na conformação da paisagem ocorridas nos ambientes em que populações *Butia eriospatha* estão, ou estiveram presentes.

2.3.2. Objetivos Específicos

A partir de imagens aerofotogramétricas de 1957 e de 2012 de duas áreas com ocorrência de *Butia eriospatha*, classificar o uso e a cobertura da terra, calcular métricas de paisagem e identificar as principais mudanças ocorridas na paisagem dentro desse período;

Caracterizar a ação antrópica sobre a paisagem de ocorrência do *B. eriospatha* entre os anos de 1957 e 2012;

Identificar possíveis barreiras de fluxo gênico entre populações de *B. eriospatha*.

2.4. MATERIAIS E MÉTODOS

2.4.1. Local de estudo

O local selecionado para o desenvolvimento deste trabalho foi uma propriedade particular (coordenadas: 27°12' S; 50°36' O) localizada no Planalto Serrano do Estado de Santa Catarina, mais especificamente no município de Curitibanos-SC. Essa região caracteriza-se por áreas de planalto sob influência de Floresta Ombrófila Mista (FOM), onde a espécie *Butia eriospatha* (Martius ex Drude) Beccari apresenta uma vasta, porém descontínua, dispersão, ocorrendo principalmente de forma agregada em agrupamentos conhecidos como butiazais, geralmente em altitudes variando entre 800 e 900 metros (BOURSCHEID, 2011).

O município de Curitibanos possui uma área total de 95.230 ha e está a uma altitude média de 987 m acima do nível do mar. O clima predominante da região, segundo a classificação de Köppen, é o Subtropical Úmido Mesotérmico com verões amenos (Cfb), com temperatura média anual entre 16°C e 17°C. A precipitação média anual está entre 1.600 mm e 1.700 mm (SALEH, 2007).

Duas populações de *B. eriospatha* foram selecionadas dentro da propriedade particular para a realização de todos os estudos desta dissertação. Para cada uma das populações, foi estabelecida uma parcela de aproximadamente 5 ha (descrita em detalhes no capítulo III) e para efeito desta dissertação, serão considerados indivíduos dessas populações todos os indivíduos de *B. eriospatha* presentes dentro das parcelas. Os aspectos das mudanças estruturais da paisagem ao longo do tempo serão abordados neste capítulo.

Uma das populações escolhidas ocorre em ambiente de campo aberto com pastagem (Figura 1, A1 e A2) – população “Campo” – e a outra – população “Floresta” – sob cobertura de floresta com araucárias (*Araucaria angustifolia*), fitofisionomia característica da região (Figura 1, B1 e B2).

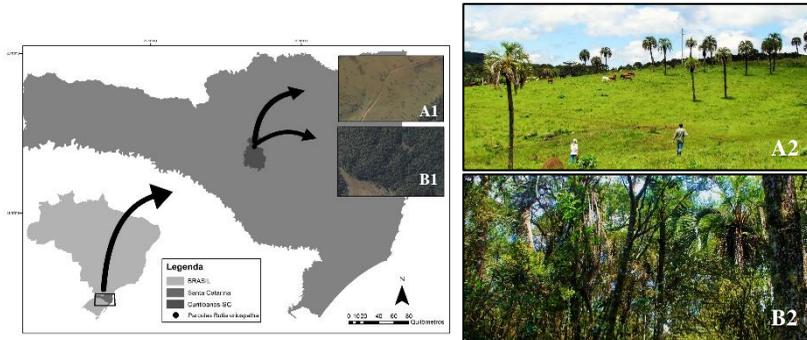


Figura 1. Mapa com a localização das populações do estudo. **A1** – imagem aérea da população “Campo”; **A2** – imagem da população “Campo” (coordenadas: 27°11’40” S; 50° 37’ 04” O); **B1** – imagem aérea da população “Floresta”; **B2** – imagem da população “Floresta” (coordenadas: 27°12’91” S; 50° 35’36” O). Fotos: **A2** – Juliano Zago da Silva; **B2** – Rafael Candido Ribeiro.

O histórico da propriedade particular em que as populações Campo e Floresta se encontram é descrito pelo próprio proprietário como sendo: a) propriedade adquirida há mais de 100 anos pela família; b) início das explorações madeireiras há mais de 100 anos; c) a pecuária é a principal atividade desde a aquisição da propriedade; d) plantios de *Pinus* sp. também estão presentes na propriedade atualmente; e) a produção da crina vegetal, feita a partir da extração das folhas de indivíduos de *B. eriospatha*, já foi uma atividade de importância econômica na propriedade (sem precisão de datas); f) os indivíduos adultos de *B. eriospatha* presentes nas populações naturais da propriedade são centenários; g) atualmente, o consumo dos frutos *in natura* é o único uso para o *B. eriospatha* na propriedade; e, h) culturas agrícolas também são produzidas em pequena escala na propriedade.

A população “Campo” ocorre em uma paisagem de campo com pastagens para o gado e roçadas regulares, na qual, segundo o proprietário, houve corte raso da floresta há mais de 60 anos e somente os butiazeiros foram deixados em pé. Já a população “Floresta” ocorre em um ambiente de floresta com araucárias, onde o gado tem livre acesso, e nos últimos 60 anos, dentro do seu fragmento de ocorrência (aprox. 100 ha), não houve exploração madeireira de grande impacto (corte raso), com apenas cortes seletivos.

A partir de um ponto aleatório de dentro de cada parcela (população) foi estabelecido um círculo de raio 2,2 Km como limite da área de estudo, para a análise e caracterização da paisagem. As áreas

circulares estabelecidas foram denominadas de: “área CAMPO” e “área FLORESTA”

2.4.2. Obtenção das imagens aerofotogramétricas

A transformação da paisagem foi caracterizada a partir da comparação entre as características da paisagem predominantes no ano de 1957 e no ano de 2012. Como base para a classificação do uso e cobertura da terra desses dois períodos foram utilizadas imagens aerofotogramétricas. 1957 – 2012 é a maior amplitude temporal de imagens aerofotogramétricas com qualidade disponível para a região do estudo e, por isso, foi a amplitude utilizada.

As imagens aerofotogramétricas produzidas no ano de 1957 para o estado de Santa Catarina e obtidas para as duas áreas do estudo, foram disponibilizadas pela Secretaria de Estado do Planejamento de Santa Catarina (SPG – SC). No total foram obtidas três imagens de 1957, em escala de 1:25.000, armazenadas no arquivo da SPG-SC sob referência 18804, 18806 e 15839 (Figura 2- A, B e C).

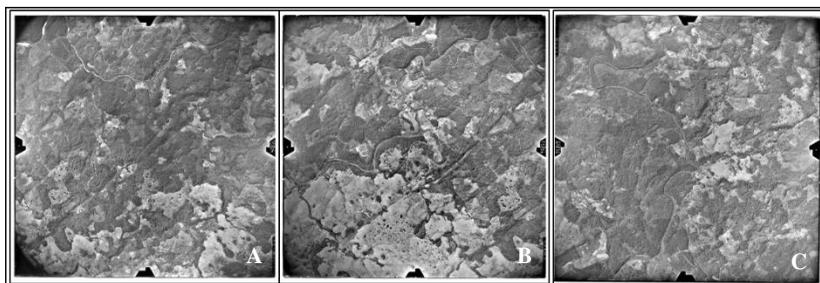


Figura 2. Imagens aerofotogramétricas do ano de 1957 adquiridas em escala 1:25.000, utilizadas no estudo de paisagem. A – Imagem 18804; B – imagem 18806; C – imagem 15839.

As imagens de 2012 foram acessadas com o *Software* ArcGIS 10.1 (ESRI, 2012), via serviço WMS (*Web Map Service*), disponibilizado por meio da plataforma web SIGSC (<http://sigsc.sc.gov.br/sigserver/SIGSC/wms>) pela Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável de Santa Catarina (SDS – SC).

2.4.3. Georreferenciamento

Após adquiridas, as imagens de 1957 foram digitalizadas e montadas, sobrepondo-as de modo a se obter uma cobertura total das populações de *B. eriospatha*, bem como de suas áreas de entorno. Para as etapas de georreferenciamento de imagens, classificação da cobertura da terra e estabelecimento dos limites de área, foi utilizado o *Software* ArcGIS 10.1 (ESRI, 2012). As três imagens de 1957, consideradas para a análise foram georreferenciadas sobre as imagens de 2012, com auxílio da ferramenta “*georeferencing*”. Um círculo de raio 2,2 Km foi estabelecido para cada uma das duas áreas do estudo (CAMPO e FLORESTA) por meio da ferramenta “*buffer*”, a partir de um ponto de dentro das parcelas estabelecidas para as populações de *B. eriospatha* (Figura 3).

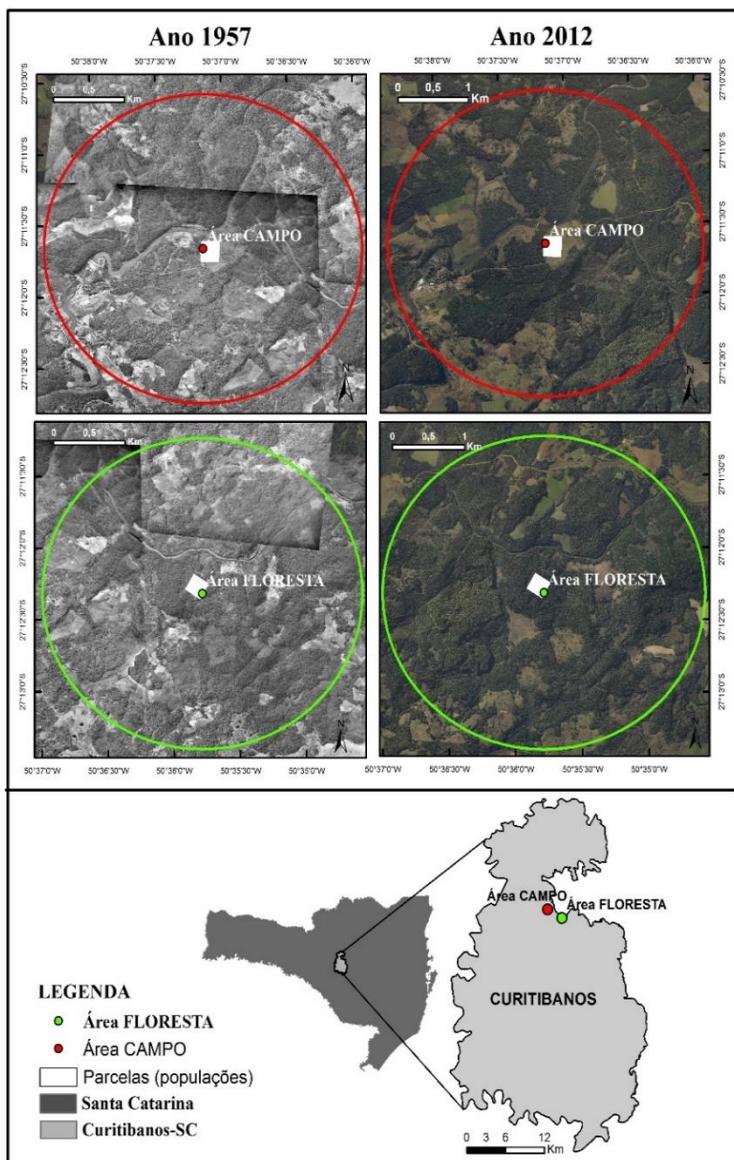


Figura 3. Mapa de localização das áreas de estudo e imagens georreferenciadas prontas para a classificação de uso e cobertura da terra (1957 e 2012). A área CAMPO está identificada em vermelho e a área FLORESTA está identificada em verde.

2.4.4. Classificação de uso e cobertura da terra

As imagens montadas e georreferenciadas foram interpretadas no *Software ArcGIS 10.1* (ESRI, 2012), onde foram criados polígonos vetoriais (*shapefiles*) referentes à sete classes de uso e cobertura da terra para cada ano analisado. As classes utilizadas foram: a) floresta em estágio avançado de sucessão (FEA); b) floresta em estágio inicial de sucessão ou capoeira (FIS); c) campo, pastagem ou lavoura (CPL) (Figura 4); d) campo, pastagem ou lavoura com butiazais (CPB); e) corpos d'água visíveis (CDA); f) benfeitorias (BFT) e; g) plantios com espécies florestais exóticas (REE) (Figura 5).

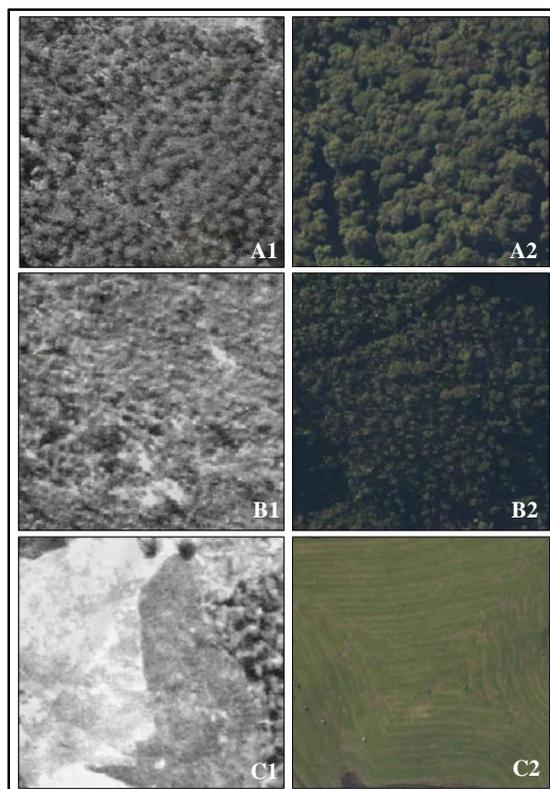


Figura 4. Exemplos de partes das imagens aéreas utilizadas para a classificação do uso e cobertura da terra (os exemplos de 2012 não representam as mesmas áreas dos exemplos de 1957). **A1** – Floresta em estágio avançado de sucessão (FEA) em 1957; **A2** – Floresta em estágio avançado de sucessão (FEA) em 2012; **B1** – Floresta em estágio inicial de sucessão ou capoeira (FIS) em 1957; **B2** – Floresta em estágio inicial de sucessão ou capoeira (FIS) em 2012; **C1** – Campo, pasto ou lavoura (CPL) em 1957; **C2** – Campo, pasto ou lavoura em (CPL) 2012.

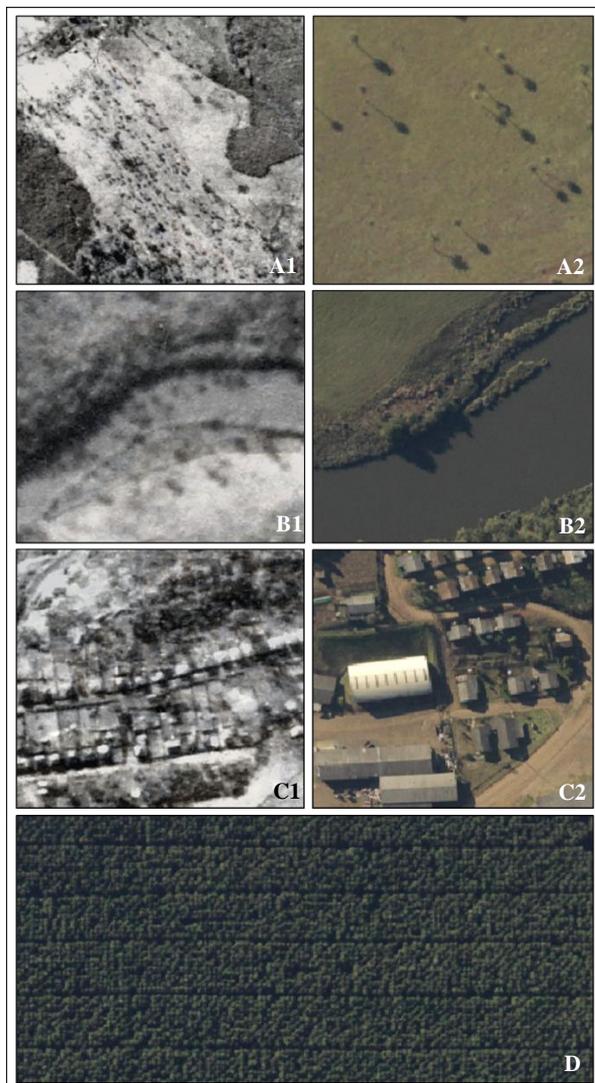


Figura 5. Exemplos de partes das imagens aéreas utilizadas para a classificação do uso e cobertura da terra (os exemplos de 2012 não representam as mesmas áreas dos exemplos de 1957). **A1** – Campo, pasto ou lavoura com butiazal (CPB) em 1957; **A2** – Campo, pasto ou lavoura com butiazal (CPB) em 2012; **B1** – Corpos d’água (CDA) em 1957; **B2** – Corpos d’água (CDA) em 2012; **C1** – Benfeitorias (BFT) em 1957; **C2** – Benfeitorias (BFT) em 2012; **D** – Plantio com espécies florestais exóticas em 2012.

Os critérios para a separação das classes foram definidos após a aquisição das imagens aéreas das duas populações e das duas épocas propostas para este trabalho. As classes que envolvem estágios de sucessão da vegetação foram classificadas quando à cor, textura e estrutura do dossel (adaptado de ALARCON, 2007). A classe de campo, pastagem ou lavoura foi identificada sempre que uma cobertura de vegetação arbórea não foi visualizada. A classe campo, pastagem ou lavoura com butiazais somente foi utilizada quando mais de um indivíduo de *B. eriospatha* foi visualizado em uma área sem a ocorrência de floresta. A classe plantios com espécies florestais exóticas foi identificada quando um padrão uniforme de dossel foi visualizado. Foram utilizadas imagens do Google Earth Pro, além de mapas temáticos do uso da terra antigos e atuais da região (por exemplo: Mapeamento Temático Geral do Estado de Santa Catarina 1:50.000) para auxiliar na definição das classes propostas neste trabalho.

2.4.5. Obtenção das métricas de paisagem

Após a identificação de todas as classes presentes nas duas áreas do estudo (CAMPO e FLORESTA), e nas duas épocas (1957 e 2012), os polígonos vetoriais criados foram convertidos em arquivos *raster* (.png ou .tiff) com *pixels* de 1 m e posteriormente de um arquivo *raster* para um arquivo ASCII.

As métricas de paisagem foram calculadas no *Software* Fragstats 4.2 (MCGARIGAL et al., 2012). Foram geradas informações (métricas) para três níveis de estrutura da paisagem: nível de mancha (partes do total de uma classe); nível de classe (conjunto de manchas da mesma classe); e nível de paisagem (todas as classes presentes em uma área). Foram calculadas 15 métricas no total (representadas na Tabela 1).

Tabela 1. Métricas de paisagem utilizadas.

Escala	Categoria	Sigla	Métrica	Faixa de valores	Unidade
Mancha	Área	AREA	Área da Mancha	0 - ∞	ha
		PAREA	Porcentagem da Área na Classe	0 - 100	%
	Borda	PERIM	Perímetro da Mancha	0 - ∞	m
	Formas	SHAPE	Índice de Forma da Mancha	1 - ∞	-
	Proximidade	ENN	Distância do Vizinho Mais Próximo	0 - ∞	m
Classe	Área	CA	Área Total da Classe	0 - ∞	ha
		PLAND	Porcentagem da Paisagem	0 - 100	%
		AREA_MN	Tamanho Médio das Manchas	0 - ∞	ha
	Fragmento	NP	Número de Manchas na Classe	-	n
	Borda	PERIM TOTAL	Perímetro Total	0 - ∞	m
	Formas	LSI	Índice de Forma da Paisagem	1 - ∞	-
	Proximidade	ENN MN	Distância Média do Vizinho Mais Próximo	0 - ∞	m
	Paisagem	Diversidade	SHDI	Índice de Diversidade de Shannon	0 - ∞
SIDI			Índice de Diversidade de Simpson	0 - 1	-
PRD			Densidade de Riqueza de Manchas	0 - ∞	n/100 ha

As métricas utilizadas neste estudo estão descritas abaixo de acordo com McGarigal et al. (2012), com pequenas adaptações:

A métrica AREA é o tamanho em hectares de cada mancha observada de uma determinada classe dentro da área estudada.

A métrica PAREA é a porcentagem que cada mancha ocupa dentro da classe, ou seja, a proporção da mancha com relação à todas as manchas de uma mesma classe. Essa métrica foi utilizada para verificar a proporção de manchas dentro de classes de tamanho de uma determinada classe de uso e cobertura da terra (ver item 3.5.3).

A métrica PERIM é o perímetro total de cada mancha em metros e representa o total de borda presente na mancha de uma determinada classe. Essa métrica foi utilizada para o cálculo da métrica PERIM TOTAL.

A métrica SHAPE é o Índice de Forma e representa a razão entre o perímetro da mancha e o mínimo perímetro possível para uma mancha de mesma área (sempre quadrado por trabalhar com arquivos *raster*). O índice de forma pode variar de 1 até ∞ , sendo próximo a um quanto mais regular for a mancha.

A métrica ENN é a Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo e representa a distância em metros de borda a borda de uma mancha para a mancha da mesma classe mais próxima na paisagem. Essa métrica é utilizada para quantificar o isolamento das manchas na paisagem.

A métrica CA é a área total em hectares ocupada pela classe na área estudada (paisagem).

A métrica PLAND é a razão entre o total da área ocupada pela classe (soma da área de todas as manchas da classe) e a área total da paisagem. Essa métrica quantifica a abundância proporcional de uma classe com relação à paisagem e é representada em porcentagem.

A métrica AREA MN é a média de tamanho das manchas observadas em uma determinada classe.

A métrica NP é o Número de Manchas observadas em uma determinada classe. Essa métrica representa uma simples medida da extensão da subdivisão ou fragmentação da classe na paisagem.

A métrica PERIM TOTAL é a soma dos perímetros de todas as manchas de uma determinada classe na paisagem. Essa métrica quantifica em metros o total de bordas presentes na classe.

A métrica LSI é o índice de Forma da Paisagem e indica o nível de agregação ou agrupamento das manchas de uma determinada classe. Quanto mais próximo de um (1) for essa métrica, mais agregadas estarão as manchas e menos fragmentada estará a classe.

A métrica ENN MN é a distância Euclidiana média do vizinho mais próximo para uma determinada classe e representa a média das distâncias em metros entre as manchas e os vizinhos (de mesma classe) mais próximo. Essa métrica é utilizada para quantificar o isolamento padrão de isolamento das manchas de uma determinada classe na paisagem.

A métrica SHDI é o Índice de Diversidade de Shannon e indica a diversidade de classes presentes em uma paisagem. Quando há apenas uma classe presente na paisagem o SHDI é igual à zero. Esse índice aumenta conforme se aumenta o número de classes presentes na paisagem e conforme as áreas de cada classe se tornam mais equitativas.

A métrica SIDI é o Índice de Diversidade de Simpson e assim como SHDI, também indica a diversidade de manchas presentes em uma paisagem, porém com uma abordagem diferenciada, sendo menos sensível à presença de classes raras. Esse índice representa a probabilidade de dois pixels amostrados aleatoriamente na paisagem serem de uma mesma classe.

A métrica PRD é a Densidade de Riqueza de Manchas e representa o número de distintas classes presentes em uma área de 100 ha da paisagem.

As métricas de mancha foram calculadas para todas as classes, porém focou-se em explorar e discutir as métricas de maior relevância para as classes “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) e “campo, pasto ou lavoura com butiazais” (CPB), já que essas classes representam os habitats mais prováveis para o *B. eriospatha*.

2.4.6. Análise das métricas de paisagem

Todas as métricas de paisagem foram analisadas por meio de estatísticas descritivas. As métricas que representam parâmetros diretos das paisagens analisadas foram apresentados em tabelas e gráficos para facilitar a interpretação dos dados e as comparações entre áreas e épocas.

2.5. RESULTADOS

Duas áreas circulares de 1.585 ha cada foram amostradas no município de Curitiba-SC para se caracterizar as principais mudanças transcorridas nas paisagens de ocorrência da palmeira *B. eriopatha*, entre os anos de 1957 e 2012. As duas áreas amostradas circundam as populações selecionadas para os estudos de demografia, morfologia de frutos e genética da espécie, apresentados nos próximos capítulos do presente trabalho. Uma das populações encontra-se em ambiente de campo e a outra em ambiente de floresta. Portanto, as áreas analisadas quanto à transformação da paisagem recebem essa mesma denominação, CAMPO e FLORESTA.

Ambas as áreas foram classificadas quanto à cobertura e o uso da terra a partir de imagens aerofotogramétricas realizadas pelo Governo do Estado de Santa Catarina em dois períodos distintos, um no ano de 1957 e outro no ano de 2012, totalizando quatro composições de imagens classificadas, denominadas de: a) CAMPO-1957; b) CAMPO-2012; c) FLORESTA-1957 e; d) FLORESTA-2012 (Figura 6).

Com base na classificação do uso e cobertura da terra, foram gerados mapas contendo os polígonos de cada uma das classes para cada área e época (Figura 6). A partir dos arquivos *raster* produzidos, foram calculadas métricas de mancha, de classe e de paisagem para cada área e período, o que permitiu uma análise descritiva e temporal da transformação da paisagem em cada área.

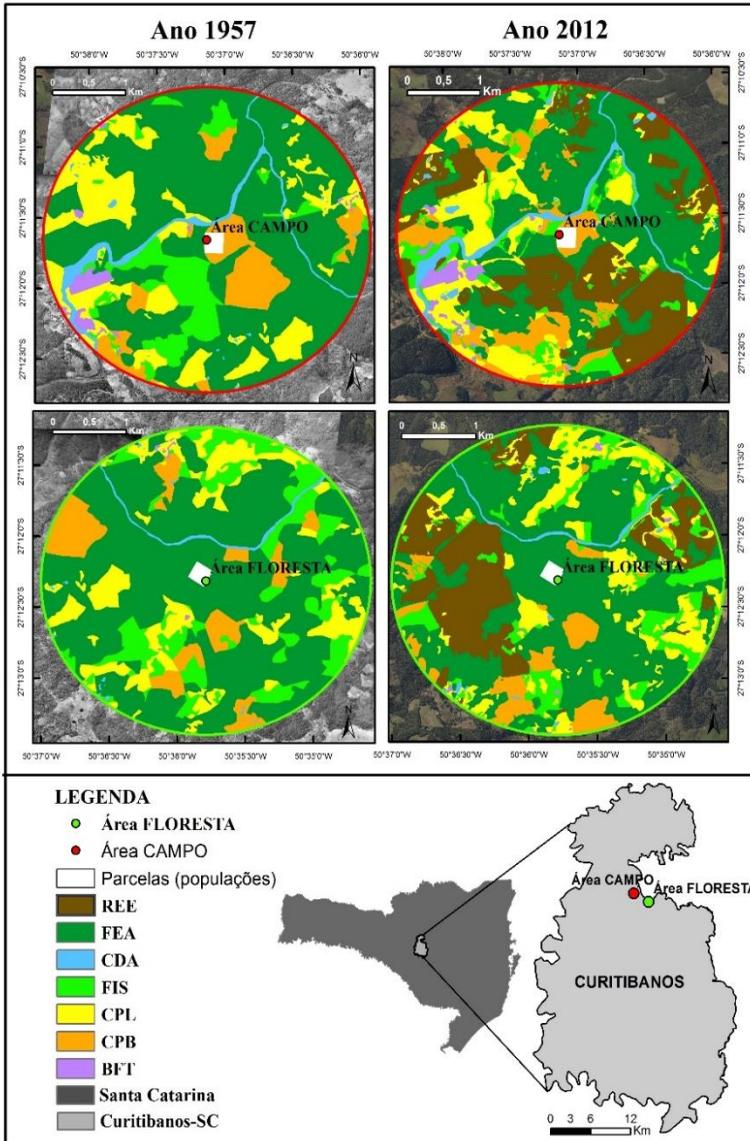


Figura 6. Uso e cobertura da terra em 1957 e em 2012 para as áreas “CAMPO” e “FLORESTA”. REE = plantio com espécies florestais exóticas; CPL = campo, pastou ou lavoura; CDA = corpos d’água; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; BFT = benfeitorias.

2.5.1. Classes de uso e cobertura da terra

O número total de manchas observadas para as áreas CAMPO-1957, CAMPO-2012, FLORESTA-1957 e FLORESTA-2012, considerando-se todas as classes presentes na paisagem, foi de 128, 357, 127 e 280, respectivamente. Com exceção da classe CDA na área FLORESTA, todas as classes das duas áreas apresentaram um número superior de manchas no ano de 2012 com relação ao ano de 1957. O número de manchas computadas dentro de cada classe de cobertura e uso da terra pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 2. Número de manchas computadas de cada classe dentro das paisagens (CAMPO e FLORESTA) nos anos de 1957 e 2012.

Classes	Número de Manchas			
	CAMPO		FLORESTA	
	1957	2012	1957	2012
BFT	15	34	6	11
CPL	41	82	40	108
CPB	8	26	9	18
FIS	23	103	37	82
CDA	27	39	25	14
FEA	14	46	10	30
REE	0	27	0	17
Total	128	357	127	280

BFT = benfeitorias; CPL = campo, pastou ou lavoura; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; CDA = corpos d'água; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; REE = plantio com espécies florestais exóticas.

A área CAMPO apresentou, para o ano de 1957, 948,1 ha (59,8%) de florestas em estágio avançado de sucessão (FEA), dos 1.585 ha totais. Também foram observados 265,8 ha (16,8%) de campo, pasto ou lavoura (CPL), 146,9 ha (9,3%) de capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão (FIS), 147,4 ha (9,3%) de campo, pasto ou lavoura com butiazais (CPB), 52,1 ha (3,3%) de corpos d'água (CDA) e 24,8 ha (1,6%) de benfeitorias (BFT). Nenhuma mancha foi observada contendo a classe plantio com espécies florestais exóticas (REE) nessa época (Figura 7).

Para o ano de 2012, a área CAMPO apresentou variações marcantes em relação à 1957, com redução para 648,0 ha (40,9%) de FEA e acréscimo de 354,9 ha (22,4%) de REE. A classe CPL foi reduzida para 242,1 ha (15,3%) e a área com CPB foi pouco alterada, aumentando sua área total para 150,1 ha (9,5%). A classe FIS

apresentou uma redução com relação à ao ano de 1957, com 104,1 ha (6,6%). As classes CDA e BFT mantiveram-se similares ao observado em 1957, com 56,4 ha (3,6%) e 29,5 ha (1,9%) respectivamente (Figura 7).

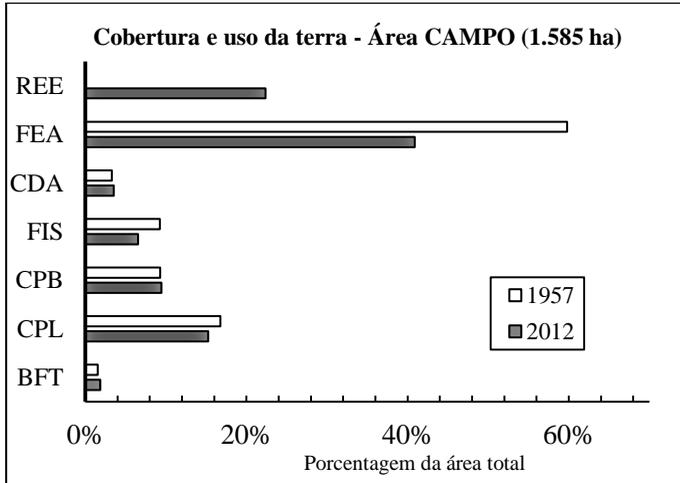


Figura 7. Porcentagem de cada classe de uso e cobertura de terra em 1957 e 2012 para a área CAMPO. REE = plantio com espécies florestais exóticas; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; CDA = corpos d'água; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; CPL = campo, pasto ou lavoura; BFT = benfeitorias.

Na área de FLORESTA, a classificação das imagens aerofotogramétricas de 1957 permitiu identificar 973,7 ha (61,4 %) de FEA. Também foram observados 221,9 ha (14,0%) de CPL e 229,4 ha (14,5%) de FIS. O total de CPB computado foi 140,9 ha (8,9%). CDA e BFT ocuparam respectivamente somente 17,4 ha (1,1%) e 2,1 ha (0,1%) da área em 1957. Nenhuma mancha com a classe REE (Figura 8) foi constatada para essa época.

Para o ano de 2012, a área FLORESTA também apresentou variações quanto à sua composição com relação ao ano de 1957. Observou-se uma diminuição da classe FEA para 765,7 ha (48,3%) e um acréscimo de 306,7 ha (19,3%) da classe REE. A classes CPL permaneceu com praticamente a mesma área, tendo sua área total aumentada para 227,0 ha (14,3%). A classe FIS foi reduzida, e sua área total observada foi de 156,5 ha (9,9%). Uma redução também foi observada na classe CPB, que apresentou uma área total de 106,8 ha

(6,7%). A área ocupada por CDA praticamente não apresentou alteração, com 19,1 ha (1,2%). A classe BFT ocupou 3,7 ha (0,2%) em 2012. (Figura 8).

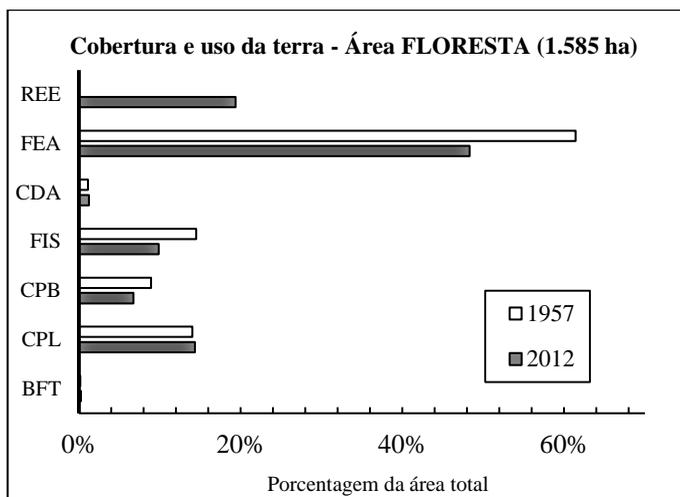


Figura 8. Porcentagem de cada classe de uso e cobertura de terra em 1957 e 2012 para a área FLORESTA. REE = plantio com espécies florestais exóticas; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; CDA = corpos d’água; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; CPL = campo, pastou ou lavoura; BFT = benfeitorias.

2.5.2. Diversidade de classes na paisagem

Considerando-se todas as classes presentes nas áreas e épocas estudadas, as métricas de paisagem “densidade da riqueza de manchas” (PRD), “índice de diversidade de Shannon” (SHDI) e “índice de diversidade de Simpson” (SIDI) foram calculadas. A métrica PRD representa o número médio de classes distintas presentes em um hectare de área. A métrica SHDI mostra uma maior diversidade de classes, quanto maior for o seu valor, e a métrica SIDI representa a probabilidade de duas manchas tomadas aleatoriamente serem da mesma classe.

As áreas CAMPO-1957 e FLORESTA-1957 apresentaram um PRD de 0,379, enquanto que as áreas CAMPO-2012 e FLORESTA-2012 apresentaram um PRD de 0,442, indicando que a composição da paisagem não diferiu entre áreas, mas houve uma alteração ao longo do

tempo para ambas. O mesmo padrão foi observado para os índices de diversidade calculados. O SHDI foi similar entre as paisagens analisadas, porém apresentou diferenças entre o ano de 1957 e 2012. Para CAMPO-1957 o SHDI foi de 1,225 e para FLORESTA-1957, 1,128. Já para CAMPO-2012 e FLORESTA-2012 o SHDI foi de 1,583 e 1,425, respectivamente. O SIDI observado para CAMPO-1957 e para FLORESTA-1957 foram, respectivamente, 0,596 e 0,574. O SIDI apresentou um aumento em ambas as paisagens no ano de 2012 com relação ao ano de 1957, sendo 0,745 e 0,694 para CAMPO e FLORESTA, respectivamente, indicando ter aumentado a probabilidade de duas manchas tomadas ao acaso serem de uma mesma classe (Tabela 3).

Tabela 3. Métricas calculadas ao nível de paisagem para as áreas CAMPO e FLORESTA e anos 1957 e 2012.

Área	Ano	TA (ha)	PRD	SHDI	SIDI
CAMPO	1957	1585	0,379	1,225	0,596
	2012	1585	0,442	1,583	0,745
FLORESTA	1957	1585	0,379	1,128	0,574
	2012	1585	0,442	1,425	0,694

TA = área total; PRD = densidade da riqueza de manchas; SHDI = índice de diversidade de Shannon; SIDI = índice de diversidade de Simpson.

2.5.3. Mudanças nas paisagens de ocorrência do *Butia eriospatha*

De maneira geral, todas as classes apresentaram diferenças entre os anos de 1957 e 2012 para as duas áreas avaliadas, CAMPO e FLORESTA (Figura 9). Em termos absolutos as classes CDA e BFT foram as que apresentaram as menores diferenças entre os dois períodos considerados, com desvios de +4,3 ha e +4,7 ha respectivamente para a área CAMPO, e +1,7 ha e +1,6 ha, respectivamente, para a área FLORESTA. A classe CPL sofreu redução de 23,7 ha na área CAMPO e um acréscimo de 5,1 ha na área FLORESTA. Houve um pequeno acréscimo de 2,7 ha da classe CPB na área CAMPO e um decréscimo de 34,2 ha da mesma classe (CPB) na área FLORESTA. A classe FIS apresentou uma redução de 42,8 ha para a área CAMPO e de 72,9 ha para a área FLORESTA (Tabela 4 e Figura 9).

As alterações mais representativas da paisagem em ambas as áreas estudadas se deram devido à redução e fragmentação das áreas ocupadas por florestas em estágio avançado de sucessão (FEA) e a ocupação de áreas com plantios de espécies florestais exóticas (REE).

Na área CAMPO a redução da classe FEA foi de 300,1 ha entre os anos de 1957 e 2012, e na área FLORESTA a redução de FEA foi de 208,1 ha. No ano de 1957 não foram identificados plantios com espécies florestais exóticas em nenhuma das áreas, já no ano de 2012, o acréscimo dessa classe foi de 354,9 ha na área CAMPO e de 306,7 ha na área FLORESTA, tornando REE a segunda classe de cobertura e uso da terra mais abundante na paisagem de ambas as áreas (Tabela 4 e Figura 9).

Tabela 4. Desvios absolutos (ha) da mudança de cobertura e uso da terra entre 1957 e 2012 para as áreas CAMPO e FLORESTA.

Área	Classes	Área (ha)		Desvios absolutos (ha)
		1957	2012	
CAMPO	BFT	24,8	29,5	+ 4,7
	CPL	265,8	242,1	- 23,7
	CPB	147,4	150,1	+ 2,7
	FIS	146,9	104,1	- 42,8
	CDA	52,1	56,4	+ 4,3
	FEA	948,1	648,0	- 300,1
	REE	0,0	354,9	+ 354,9
FLORESTA	BFT	2,1	3,7	+ 1,6
	CPL	221,9	227,0	+ 5,1
	CPB	140,9	106,8	- 34,2
	FIS	229,4	156,5	- 72,9
	CDA	17,4	19,1	+ 1,7
	FEA	973,7	765,7	- 208,1
	REE	0,0	306,7	+ 306,7

BFT = benfeitorias; CPL = campo, pastou ou lavoura; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; CDA = corpos d'água; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; REE = plantio com espécies florestais exóticas.

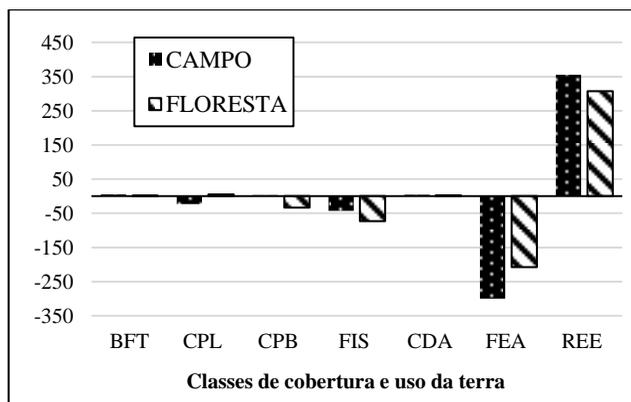


Figura 9. Alteração de cobertura e uso da terra entre os anos de 1957 e 2012 das áreas CAMPO e FLORESTA em hectares. BFT = benfeitorias; CPL = campo, pastou ou lavoura; CPB = campo, pasto ou lavoura com butiazais; FIS = capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão; CDA = corpos d'água; FEA = floresta em estágio avançado de sucessão; REE = plantio com espécies florestais exóticas.

Considerando que as classes “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) e “campo, pasto ou lavoura com butiazais” (CPB) são os habitats mais prováveis de ocorrência natural de *B. eriospatha*, entende-se que uma maior atenção deva ser dada aos resultados obtidos para essas classes, e por isso, foram abordados de maneira mais aprofundada.

As classes FEA e CPB apresentaram em 2012 Índices de Forma da Paisagem piores do que os observados em 1957 para ambas as áreas avaliadas (Tabela 5). Isso indica que as manchas dessas classes se tornaram mais desagregadas e com formas mais irregulares.

Tabela 5. Índice de Forma da Paisagem (LSI) para as classes Floresta em estágio avançado de sucessão (FEA) e campo, pasto ou lavoura com butiazais (CPB).

Ano	LSI - Área CAMPO		LSI - Área FLORESTA	
	FEA	CPB	FEA	CPB
1957	7,984	4,679	7,217	5,015
2012	11,901	9,078	10,515	6,282

Reforçando os sinais de perda de habitat e fragmentação das florestas em estágio avançado de sucessão na região, observa-se que no ano de 1957 os fragmentos de FEA possuíam em média 67,7 ha na área CAMPO e 97,4 ha na área FLORESTA, já em 2012, os fragmentos passaram a ter em média 14,1 ha e 25,5 ha respectivamente. O perímetro total (PERIM TOTAL) dos fragmentos de FEA aumentou, passando de 98.346 m para 121.198 m na área CAMPO e de 90.080 m para 116.404 m na área FLORESTA, o que pode representar um aumento significativo da influência das áreas de borda sobre os fragmentos. A distância média entre fragmentos e o vizinho mais próximo (ENN MN) de FEA permaneceu praticamente a mesma para a área CAMPO, passando de 33 m para 34 m. Na área FLORESTA a distância média entre fragmentos e vizinhos mais próximos de FEA foi reduzido de 50 m

para 40 m. O índice de forma dos fragmentos (SHAPE) - quanto mais próximo de um (1) representa fragmentos mais regulares - foram pouco alterados ao longo do tempo em ambas as áreas, variando entre 1,9 e 2,2. (Tabela 6)

Tabela 6. Métricas de mancha para a classe FEA nas áreas CAMPO e FLORESTA e nos anos 1957 e 2012.

Paisagem	Ano	AREA MN (ha)	SHAPE	PERIM TOTAL (m)	ENN MN (m)
CAMPO	1957	67,7	2,2	98.346	33
	2012	14,1	1,9	121.198	34
FLORESTA	1957	97,4	2,2	90.080	50
	2012	25,5	2,0	116.404	40

AREA MN = área média das manchas na classe (ha); SHAPE = índice de forma das manchas; PERIM TOTAL = soma dos perímetros de todas as manchas da classe (m); ENN MN = média da distância Euclidiana do vizinho mais próximo.

Ao se separar os fragmentos de FEA em classes de tamanho a cada 10 ha é possível perceber a fragmentação em maiores detalhes para ambas as áreas estudadas.

Na área CAMPO, em 1957, haviam cinco fragmentos de FEA menores que 10 ha, representando 35,7% do número total de fragmentos no período. Com relação à área, esses fragmentos somavam 4,3 ha, ou seja, somente 0,4% do total de área ocupada por FEA na paisagem. Em 2012, o número de fragmentos menores que 10 ha subiu para 35, representando 76,1% do total de fragmentos no período. Em termos de área, esses 35 fragmentos passaram ocupar 54,1 ha, ou 8,4% do total da área de FEA na época (Tabela 7 e Figura 10). A distância média do fragmento para o vizinho mais próximo, nos fragmentos menores que 10 ha foi pouco alterada, passando de 30 m para 37 m entre os anos de 1957 e 2012, respectivamente (Tabela 7).

Considerando-se os fragmentos maiores que 100 ha, os sinais da fragmentação são ainda mais marcantes. Em 1957, 21,4% dos fragmentos de FEA eram maiores que 100 ha e ocupavam um total de 737,9 ha, ou 77,8% da área total de FEA. Em 2012 somente 4,3% dos fragmentos tinham mais que 100 ha e essa classe de tamanho passou a ocupar apenas 299,3 ha, ou 46,2% da área total remanescente de FEA (Tabela 7 e Figura 10). Para essa classe de tamanho de fragmentos, a distância média do vizinho mais próximo passou de 6 m em 1957 para 8 m em 2012 (Tabela 7).

Tabela 7. Classes de tamanho das manchas da classe “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) encontradas na área CAMPO nos anos de 1957 e 2012.

Classes de tamanho das manchas de FEA (ha)	NP		PNUM		AREA (ha)		PAREA		ENN (m)	
	1957	2012	1957	2012	1957	2012	1957	2012	1957	2012
< 10	5	35	35,7%	76,1%	4,3	54,1	0,4%	8,4%	30	37
10 - 20	3	4	21,4%	8,7%	49,8	55,2	5,3%	8,5%	70	54
20 - 30	1	1	7,1%	2,2%	20,8	22,2	2,2%	3,4%	2	15
30 - 40	0	1	0,0%	2,2%	--	37,1	0,0%	5,7%	--	31
40 - 50	0	2	0,0%	4,3%	--	90,0	0,0%	13,9%	--	3
50 - 60	1	0	7,1%	0,0%	54,8	--	5,8%	0,0%	68	--
60 - 70	0	0	0,0%	0,0%	--	--	0,0%	0,0%	--	--
70 - 80	0	0	0,0%	0,0%	--	--	0,0%	0,0%	--	--
80 - 90	1	1	7,1%	2,2%	80,5	90,0	8,5%	13,9%	13	12
90 -100	0	0	0,0%	0,0%	--	--	0,0%	0,0%	--	--
> 100	3	2	21,4%	4,3%	737,9	299,3	77,8%	46,2%	6	8
TOTAL	14	46	100%	100%	948,1	648,0	100,0%	100,0%	--	--

NP = número de manchas observadas no período; PNUM = porcentagem do total do número de manchas no período; AREA = total de área da classe de tamanho das manchas; PAREA = Porcentagem da área total; ENN = distância média para o vizinho mais próximo.

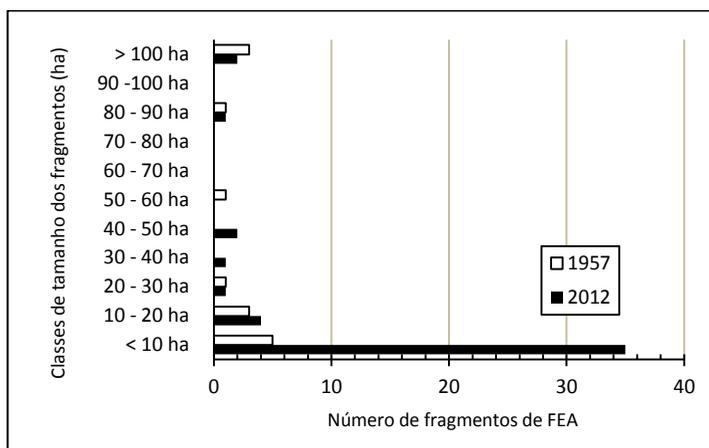


Figura 10. Número de fragmentos de “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) em cada classe de tamanho dos fragmentos para a área CAMPO nos anos de 1957 e 2012.

O padrão de fragmentação da classe FEA entre os anos de 1957 e 2012 na área FLORESTA foi similar ao observado para a área CAMPO.

Em 1957 haviam sete fragmentos de FEA menores que 10 ha, representando 70% do total de fragmentos do período e ocupando uma área de 12,6 ha, ou somente 1,3% da área total de FEA nesse período. Em 2012 o número de fragmentos menores que 10 ha subiu para 24, aumentando a proporção do número total de fragmentos para 80% nessa classe de tamanho. Isso significou um aumento na proporção da ocupação da área total de FEA por fragmentos menores que 10 ha para 5,3% (40,5 ha) (Tabela 8 e Figura 11).

Tabela 8. Classes de tamanho das manchas da classe “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) encontradas na área FLORESTA.

Classes de tamanho das manchas (ha)	NP		PNUM		AREA (ha)		PAREA		ENN (m)	
	1957	2012	1957	2012	1957	2012	1957	2012	1957	2012
< 10	7	24	70%	80%	12,6	40,5	1,3%	5,3%	59	48
10 - 20	1	1	10%	3%	11,8	12,0	1,2%	1,6%	73	12
20 - 30	0	1	0%	3%	--	28,0	0,0%	3,7%	--	16
30 - 40	0	1	0%	3%	--	30,1	0,0%	3,9%	--	13
40 - 50	0	0	0%	0%	--	--	0,0%	0,0%	--	--
50 - 60	0	0	0%	0%	--	--	0,0%	0,0%	--	--
60 - 70	0	1	0%	3%	--	64,9	0,0%	8,5%	--	2
70 - 80	0	0	0%	0%	--	--	0,0%	0,0%	--	--
80 - 90	0	0	0%	0%	--	--	0,0%	0,0%	--	--
90 -100	0	0	0%	0%	--	--	0,0%	0,0%	--	--
> 100	2	2	20%	7%	949,3	590,1	97,5%	77,1%	8	10
Total	10	30	100%	100%	973,7	765,7	100,0%	100,0%	--	--

NP = número de manchas observadas no período; PNUM = porcentagem do total do número de manchas no período; AREA = total de área da classe de tamanho das manchas; PAREA = Porcentagem da área total; ENN = distância média para o vizinho mais próximo.

Ao se analisar os fragmentos de FEA maiores que 100 ha, o número de fragmentos permaneceu o mesmo entre os anos de 1957 e 2012 (NP = 2), porém a proporção de fragmentos maiores que 100 ha com relação ao número total de fragmentos caiu de 20% para 7%. Isso representou uma redução de 949,5 ha para 590,1 ha, ocupados por essa classe de fragmentos, ou em proporção, de 97,5% para 77,1%, respectivamente (Tabela 8 e Figura 11). A distância média dos fragmentos de FEA para o vizinho mais próximo foi reduzida na classe de fragmentos menores que 10 ha (de 59 m para 48 m) e ampliada na classe de fragmentos maiores que 100 ha (de 8 m para 10 m) (Tabela 8).

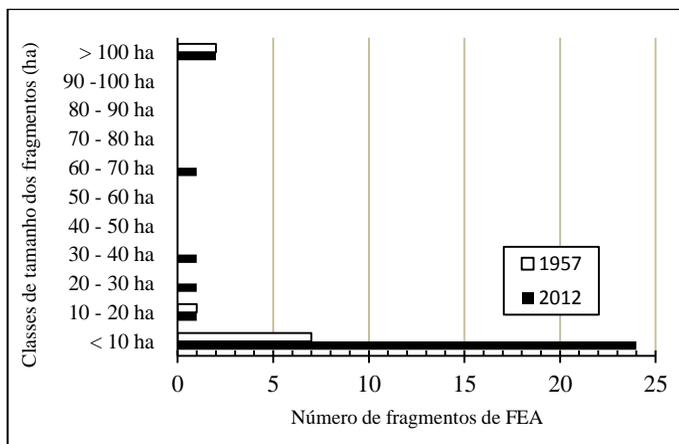


Figura 11. Número de fragmentos de “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) em cada classe de tamanho dos fragmentos para a área FLORESTA nos anos de 1957 e 2012.

Além de a classe “campo, pasto ou lavoura com butiazais” (CPB) apresentar uma redução na sua área total entre os anos de 1957 e 2012, ao se considerar as duas áreas de estudo (CAMPO e FLORESTA) juntas, (apresentado no item 3.5.1), ficam evidentes fortes sinais de fragmentação dessa classe na paisagem ao longo do tempo. Na área CAMPO as manchas da classe CPB apresentaram uma redução no seu tamanho médio de 18,4 ha para 5,8 ha entre os anos de 1957 e 2012. Na área FLORESTA essa redução foi de 15,7 ha para 5,9 ha. Um outro indicativo da fragmentação para as manchas dessa classe é o aumento no total das áreas de borda. Na a área CAMPO o perímetro total das manchas (PERIM TOTAL) passou de 22.732 m no ano de 1957 para 44.498 m em 2012. Na área FLORESTA o perímetro total das manchas passou de 13.820 m para 25.968 m. A distância da mancha para o vizinho mais próximo (ENN MN) foi reduzida de 266 m para 89 m na média para a área CAMPO e de 283 m para 184 m na área FLORESTA. O índice de forma (SHAPE) foi pouco alterado em ambas as áreas (Tabela 9).

Tabela 9. Métricas de mancha para a classe CPB nas áreas CAMPO e FLORESTA e anos 1957 e 2012.

Paisagem	Ano	AREA MN (ha)	SHAPE	PERIM TOTAL (m)	ENN MN (m)
CAMPO	1957	18,4	1,8	22.732	266
	2012	5,8	2,0	44.498	89
FLORESTA	1957	15,7	1,8	23.820	283
	2012	5,9	1,8	25.968	184

AREA MN = área média das manchas na classe (ha); SHAPE = índice de forma das manchas; PERIM TOTAL = soma dos perímetros de todas as manchas da classe (m); ENN MN = média da distância Euclidiana do vizinho mais próximo.

Separando-se as manchas de CPB em classes de tamanho a cada 10 ha é possível perceber que houve um aumento considerável no número de manchas com tamanho inferior à 10 ha e que as únicas manchas com tamanhos superiores à 40 ha, existentes em cada uma das áreas, deixaram de existir (Tabela 10 e Tabela 11).

Tabela 10. Classes de tamanho das manchas da classe “campo, pastou ou lavoura com butiazais” (CPB) encontradas na área CAMPO.

Classes de tamanho dos fragmentos (ha)	NP		PNUM		AREA (ha)		PAREA		ENN (m)	
	1957	2012	1957	2012	1957	2012	1957	2012	1957	2012
< 10	4	23	50,0%	88,5%	14,19	70,74	9,6%	47,1%	228	56
10 - 20	2	0	25,0%	0,0%	27,39	--	18,6%	0,0%	398	--
20 - 30	1	2	12,5%	7,7%	20,43	46,03	13,9%	30,7%	255	489
30 - 40	0	1	0,0%	3,8%	--	33,36	0,0%	22,2%	--	41
> 40	1	0	12,5%	0,0%	85,40	--	57,9%	0,0%	169	--
Total	8	26	100%	100%	147,41	150,13	100,0%	100,0%	--	--

NP = número de manchas observadas no período; PNUM = porcentagem do total do número de manchas no período; AREA = total de área da classe de tamanho das manchas; PAREA = porcentagem da área total; ENN = distância média para o vizinho mais próximo.

Para a área CAMPO, o número de fragmentos com tamanho inferior à 10 ha aumentou de 4 para 23 entre os anos de 1957 e 2012 (Tabela 10 e Figura 12), o que representa um aumento na proporção dessa classe de tamanho em relação ao número total de manchas de 50% para 88,5%. Com relação à área, o aumento no número de manchas nessa classe de tamanho se traduz em uma alteração de 14,19 ha para 70,74 ha, ou seja, as menores manchas, que representavam 9,6% da área total com CPB em 1957, passaram a ocupar 47,1% em 2012. A distância

média para o vizinho mais próximo de CPB nessa classe de tamanho passou de 228 m para 56 m (Tabela 10).

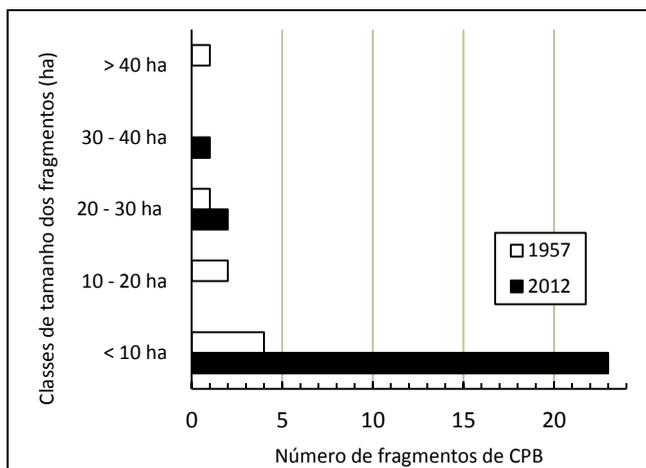


Figura 12. Número de fragmentos de “campo, pasto ou lavoura com butiazais” (CPB) separados por classe de tamanho para a área CAMPO, nos anos de 1957 e 2012.

Dentro da área FLORESTA, o número de manchas de CPB com tamanho inferior à 10 ha passaram de 3, no ano de 1957, para 15 em 2012, ou seja, uma alteração na proporção do número de manchas nessa classe de tamanho de 33,3% para 83,3% (Tabela 11 e Figura 13). Em termos de área, as manchas menores (<10 ha) ocupavam 12,99 ha (9,2% do total de CPB) em 1957, passando a ocupar 41,05 ha (38,4% do total de CPB). A única mancha de CPB com tamanho superior à 40 ha, que em 1957 representava 34,1% do total de área de CPB, deixou de existir em 2012. A distância média de manchas de CPB para o vizinho mais próximo passou de 210 metros para 170 m, na classe de tamanho com manchas menores que 10 ha (Tabela 11).

Tabela 11. Classes de tamanho das manchas da classe “campo, pastou ou lavoura com butiazais” (CPB) encontradas na área FLORESTA.

Classes de tamanho dos fragmentos (ha)	NP		PNUM		AREA (ha)		PAREA		ENN (m)	
	1957	2012	1957	2012	1957	2012	1957	2012	1957	2012
< 10	3	15	33,3%	83,3%	12,99	41,05	9,2%	38,4%	210	170
10 - 20	4	1	44,4%	5,6%	57,65	17,98	40,9%	16,8%	262	108
20 - 30	1	2	11,1%	11,1%	22,28	47,74	15,8%	44,7%	153	334
30 - 40	0	0	0,0%	0,0%	--	--	0,0%	0,0%	--	--
> 40	1	0	11,1%	0,0%	48,01	--	34,1%	0,0%	712	--
Total	9	18	100,0%	100,0%	140,92	106,76	100,0%	100,0%	--	--

NP = número de manchas observadas no período; PNUM = porcentagem do total do número de manchas no período; AREA = total de área da classe de tamanho das manchas; PAREA = porcentagem da área total; ENN = distância média para o vizinho mais próximo.

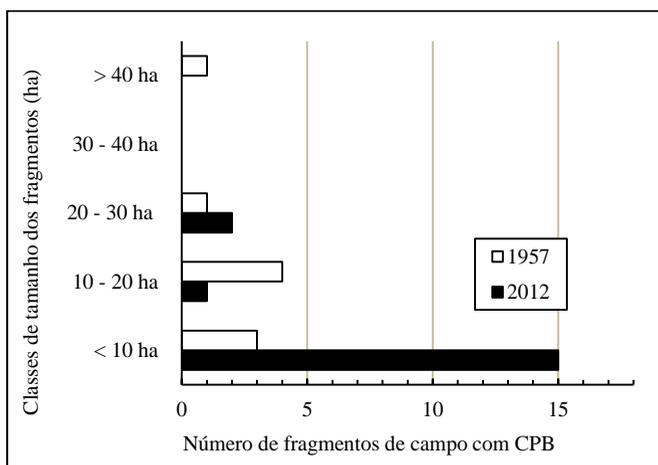


Figura 13. Número de fragmentos de “campo, pastou ou lavoura com butiazais” (CPB) separados por classes de tamanho para a área FLORESTA, nos anos de 1957 e 2012.

2.6. DISCUSSÃO

A “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) foi a classe de uso e cobertura da terra predominante das duas áreas amostradas no ano de 1957, ocupando, em grandes contínuos de florestas com araucárias (*Araucaria angustifolia*), mais de 60% da paisagem total analisada. Foi justamente nessa época – entre 1951 e 1966 – que quase uma centena de serrarias se instalou no município de Curitiba-SC (SALEH, 2007). Apenas nesses quinze anos de intensas atividades exploratórias, estima-se que cerca de 600.000 araucárias de grande porte foram cortadas no município, além de outras espécies de importância econômica para a época (SALEH, 2007). A perda de habitat, como o desmatamento observado nessa região, representa fortes efeitos negativos sobre a biodiversidade local (FAHRIG, 2003).

Apesar disso, considerando-se as duas áreas amostradas neste trabalho, a classe de “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) ainda ocupava no ano de 2012, cerca 45% da cobertura total da paisagem. Supondo que originalmente (antes das primeiras intervenções do século XX) a Floresta Ombrófila Mista (FOM) ocupasse praticamente 100% das duas áreas estudadas, os 45% remanescentes de floresta são superiores aos atuais 24,4% de remanescentes com FOM do estado de Santa Catarina (VIBRANS, et al., 2012) e maior que a proporção estimada para todo o domínio dos remanescentes de florestas com araucárias no Brasil – 12,6% (RIBEIRO, et al., 2009). Tal resultado indica que a área de estudo apresenta ainda uma boa cobertura de floresta nativa. Contudo, levando-se em conta o tamanho dos fragmentos remanescentes encontrados, mais de 90% deles continham menos de 50 ha, ou seja, valor próximo ao apresentado por Vibrans et al. (2012) para os remanescentes florestais do estado de Santa Catarina (>80%).

O número de fragmentos remanescentes de floresta aumentou drasticamente, sendo que o tamanho médio desses fragmentos foi reduzido em aproximadamente quatro vezes, o que mostra que as áreas do estudo apresentam claros sinais de fragmentação (FAHRIG, 2003). Isso indica que apesar das áreas estudadas terem mantido mais cobertura de floresta relativa com relação à Santa Catarina, a fragmentação se deu de maneira intensa e similar ao observado para o estado (VIBRANS et al., 2012).

BENCHIMOL et al. (2017) observaram uma brusca diminuição no número de espécies de palmeiras, bem como na abundância e composição de espécies de palmeiras em paisagens que mantêm menos

de 40% de cobertura florestal em ambiente de Floresta Atlântica, no Sul da Bahia, e reforçam o problema da falta de dispersores em situações de fragmentação como essa.

Os efeitos negativos da fragmentação podem se tornar intensos quando a distância média entre fragmentos de habitat de uma determinada espécie torna-se maior do que a distância que ela consegue atravessar fora do habitat (METZGER, 2008). No caso do *B. eriospatha*, seria a distância que os seus animais polinizadores e dispersores de sementes conseguem atravessar os ambientes de não habitat. Quanto mais semelhantes forem as áreas de não-habitat às áreas de habitat, mais permeáveis são as unidades da matriz e maior é a conectividade da paisagem (METZGER, 2008). Estudos direcionados à fauna polinizadora e dispersora do *B. eriospatha* devem ser realizados na região do Planalto Serrano para se determinar o nível de permeabilidade da paisagem para a espécie.

Barlow et al. (2016) ressaltam que o isolamento, os efeitos de borda e as intervenções humanas mantidas dentro de fragmentos remanescentes – como o corte seletivo – mesmo após a redução do desmatamento, induzem alterações na estrutura da floresta e na composição de espécies em ambientes tropicais. Ou seja, a simples manutenção da cobertura florestal não garante o valor de conservação da biodiversidade nesses ambientes. Contudo, a remoção completa da cobertura florestal é ainda pior nesse sentido.

A principal intervenção observada atualmente na área de estudo, sob a cobertura florestal remanescente, é a livre circulação do gado. Como já retratado para populações em campos abertos, o pastoreio é um dos principais fatores a impedir a regeneração natural de *B. eriospatha* (NAZARENO e REIS, 2013-a). Para as populações de *B. eriospatha* que estão sob a cobertura da floresta, a influência do gado sobre a regeneração também pode ser determinante. Portanto, estudos temporais mais aprofundados sobre a qualidade ecológica dos fragmentos de floresta devem ir além da análise feita na escala de paisagem e alguns pontos importantes serão retratados nos próximos capítulos desta dissertação dentro dessa perspectiva.

É imprescindível destacar que com a análise feita sobre as imagens aerofotogramétricas das duas áreas estudadas se pôde perceber que grande parte dos locais que apresentam populações de *B. eriospatha* em campos abertos atualmente, em 1957 pertenciam às classes “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) ou “capoeira ou floresta em estágio inicial de sucessão” (FIS). Ou seja, muitos locais sem cobertura de floresta, tidos atualmente como os principais ambientes de ocorrência

do *B. eriospatha*, (REITZ, 1974), em 1957 possuíam uma outra composição estrutural (Figura 14). Portanto, ao menos na década de 50, na região de Curitiba-SC, boa parte das populações de *B. eriospatha* estavam sob florestas. Uma evidência disso é que o porte dos butiazeiros observados atualmente nos campos abertos são considerados como de indivíduos centenários (NAZARENO et al., 2011) e, portanto, já estavam presentes no ambiente antes da retirada da cobertura florestal. Esse resultado contrasta com a classificação dada ao *B. eriospatha* como sendo uma espécie heliófila (REITZ 1974; SOARES, 2013).

Quanto às manchas da classe CPB observadas ainda em 1957, não é possível afirmar se possuíam ou não cobertura florestal antes desse período. Porém, ao se analisar o histórico de ocupação e colonização da região de Curitiba-SC a partir da segunda metade do século XIX, por posseiros e lavradores independentes vindos do Paraná e Rio Grande do Sul (CARVALHO, 2006), e a economia da região na primeira metade do século XX, movida pela cadeia de exploração madeireira, principalmente do pinheiro araucária (CARVALHO, 2006; SALEH, 2007; CAZELLA e BÚRIGO, 2008), é possível supor que muitas das manchas de CPB originalmente também fossem constituídas de florestas. Outra evidência a favor dessa hipótese é que durante os trabalhos de campo constatou-se a presença de nós de pinho dentro da parcela de campo (observação pessoal), resquícios típicos de áreas onde o pinheiro araucária foi explorado no passado.

A utilização comercial das folhas de *B. eriospatha* para a fabricação da crina vegetal, matéria prima de almofadas, colchões, travesseiros, entre outros utensílios, durante a fase de grade exploração madeireira na região (BONDAR, 1964), assim como o foi para outras espécies do gênero *Butia* (SOARES, 2013), pode ter sido o motivo principal pela manutenção das populações de *B. eriospatha* em campos abertos (comunicação pessoal do proprietário da terra onde este estudo foi realizado).

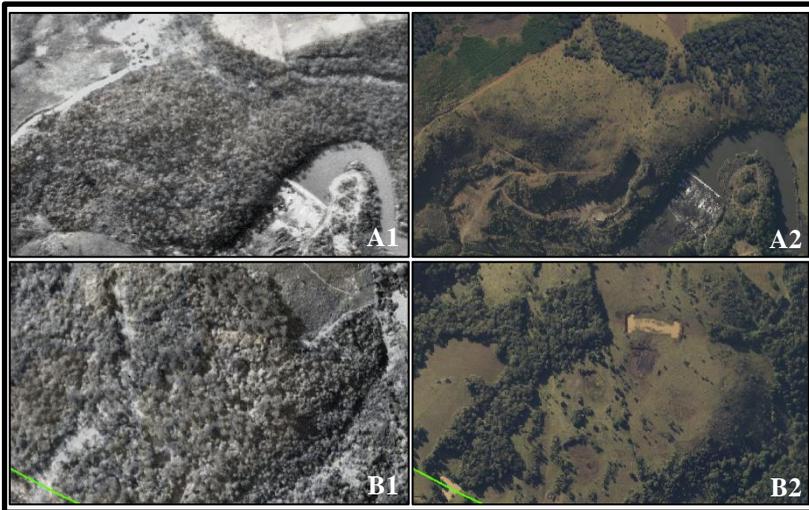


Figura 14. Partes de imagens aerofotogramétricas. Exemplo da transformação da paisagem de “floresta em estágio avançado de sucessão” (FEA) para “campo, pasto ou lavoura com butiazais” (CPB), entre 1957 e 2012. **A1**- representação de uma parte da área CAMPO com presença de floresta em 1957 (27°11’39,77”S; 50°38’11,39”O); **A2**- representação da mesma parte A1, em 2012, com a presença butiazal centenário em campos abertos (validação feita a campo); **B1**- representação de uma parte da área FLORESTA com presença de floresta em 1957 (27°13’13,58”S; 50°36’08,36”O); **B2**- representação da mesma parte B1, em 2012, com a presença de butiazal centenário em campos abertos.

É possível perceber que entre os anos de 1957 e 2012 as classes de uso e cobertura da terra mais representativas da região no passado e também mais importantes no sentido de constituir possíveis habitats para o *B. eriospatha*, como FEA, FIS e CPB, foram significativamente fragmentadas. Com o incremento observado nos perímetros totais dessas classes entre 1957 e 2012, subentende-se que grandes manchas com populações de *B. eriospatha* foram repartidas em manchas menores, submetendo essas populações à maiores influências dos efeitos de borda (CUSHMAN et al., 2016) e diminuindo a área média ocupada pelas manchas. Consequentemente a área ocupada pelo *B. eriospatha* foi reduzida na paisagem.

Outro indício de que as áreas de habitat para o *B. eriospatha* podem sofrer efeitos negativos da fragmentação é o fato de que os Índices de Forma da Paisagem (LSI) para as classes FEA e CPB pioraram entre os anos de 1957 e 2012, indicando uma menor agregação

entre as áreas de habitat e formas mais irregulares para as manchas dessas classes.

Ao longo do tempo, as principais transformações da paisagem nas áreas estudadas se deram pela perda de florestas em estágio avançado de sucessão (FEA), pela perda de florestas em estágio inicial de sucessão (FIS) e pelos acréscimos de áreas com plantios de espécies florestais exóticas (REE), que assim como em muitos outros locais do Sul do Brasil, foram impulsionados pela lei de incentivos fiscais (Lei nº 5.106/1966), criada na década de 1960 com o intuito de estimular o setor florestal do país.

Até o ano de 2012, cerca de 20% da área total deste estudo havia sido convertida em plantios com espécies florestais exóticas (REE). Essa classe de uso e cobertura da terra passou a ser a segunda mais abundante na paisagem da região. Hoje, Santa Catarina é o estado com a segunda maior área ocupada por plantios de *Pinus* spp. no Brasil (ACR, 2014), concentrados principalmente na região do Planalto, o que condiz com o observado neste estudo.

As áreas acrescidas com espécies florestais exóticas apresentaram um papel crucial também na redução das áreas de “campo, pasto ou lavoura com butiazais” (CPB). As maiores manchas ocupadas por essa classe em 1957 foram parcialmente ou completamente substituídas por “plantios florestais de espécies exóticas” (REE) até o ano de 2012 (Figura 15-A).

A substituição parcial das áreas de habitat por espécies florestais exóticas pode exercer influência sobre os mecanismos de polinização e dispersão dos indivíduos de *B. eriospatha* que permanecem nas áreas de habitat remanescentes. Breed et al. (2013) constataram que espécies de árvores dependentes da ação polinizadora de pequenos insetos – animais menos móveis que pássaros, por exemplo – tendem a diminuir suas taxas de cruzamento e aumentar os níveis de endogamia em resposta à fragmentação do habitat. Nazareno e Reis (2013-a) indicam que a polinização do *B. eriospatha* pode ser realizada por abelhas, vespas, besouros e formigas. Portanto, uma maior atenção deve ser dada nesse sentido para o *B. eriospatha*.

Estudos de longo prazo para se entender os efeitos dos plantios sobre os animais dispersores de sementes e sobre os insetos polinizadores do *B. eriospatha* são imprescindíveis para se verificar possíveis impactos gerados sobre o fluxo gênico e sobre a manutenção da diversidade genética da espécie nessa região, já que a ruptura da continuidade espacial dos habitats pode também ocasionar o impedimento das trocas alélicas entre populações (METZGER, 2008).

Além das alterações registradas entre os anos de 1957 e 2012 (Figura 15), ainda é possível se observar a conversão de áreas ocupadas com butiazais por plantios de espécies florestais exóticas, como registrado na Figura 15-B, no ano de 2015, em uma das manchas de CPB, dentro da área “CAMPO”.



Figura 15. Plantios de *Pinus* sp. no ambiente dos butiazais em duas populações distintas. **A** – Imagem aerofotogramétrica de 2012 ilustrando plantio recente de *Pinus* sp. sob as copas de uma população de *B. eriospatha*; **B** – Plantio de *Pinus taeda* sob as copas de uma população de *B. eriospatha*, registrada em maio de 2015. Fotos: **A** - <http://sigsc.sc.gov.br/sigserver/SIGSC/wms>; **B** – Rafael Candido Ribeiro.

2.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Transformações importantes na paisagem foram observadas para ambas as áreas estudadas entre os anos de 1957 e 2012. Existem evidências da fragmentação e da redução do habitat de *Butia eriospatha* para a região estudada.

As principais ações antrópicas observadas, para o período analisado, que podem ter impactos diretos sobre as populações de *B. eriospatha*, foram a redução e a fragmentação das áreas de habitat (classes FEA e CPB) e a substituição de boa parte dessas áreas por plantios com espécies florestais exóticas, como o *Pinus* spp. Essa transformação da paisagem em um dos principais locais de ocorrência do *B. eriospatha* – o município de Curitibanos-SC – reforçam as preocupações trazidas por Nazareno (2013) sobre o status de conservação dessa palmeira no estado de Santa Catarina.

Pode-se afirmar que tanto no ano de 1957 quanto no ano de 2012 haviam populações de *B. eriospatha* em ambiente de campo e em ambiente de floresta. Entretanto, muitos dos ambientes atuais de campo com butiazais, em 1957 eram cobertos por floresta.

Estudos dessa natureza (na escala da paisagem) direcionados aos habitats de espécies específicas, sobretudo de espécies ameaçadas de extinção, proporcionam um entendimento mais completo dos riscos associados à fatores de ameaça, como a fragmentação e a transformação do ambiente, ou seja, que vão além da escala de uma única população ou fragmento, dando melhores subsídios para estratégias de manejo e conservação dessas espécies.

Com este trabalho foi possível caracterizar o aspecto estrutural da paisagem de ocorrência do *B. eriospatha* nas áreas amostradas no município de Curitibanos-SC e avaliar a sua transformação entre os anos de 1957 e 2012. Contudo, o aspecto funcional, no sentido apresentado em Metzger (2008), ou seja, a resposta biológica específica dada pelo *B. eriospatha* à estrutura da paisagem, ainda deve ser investigada.

2.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

As referências bibliográficas deste capítulo encontram-se no capítulo VI.

3. CAPÍTULO III. ESTRUTURA DEMOGRÁFICA E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE *Butia eriospatha* EM PAISAGEM CONTRASTANTES: CAMPO E FLORESTA

3.1. INTRODUÇÃO

Populações podem ser definidas como grupos de indivíduos de uma mesma espécie que ocupam espaços determinados, onde ocorre troca de informação genética. As populações possuem propriedades exclusivas de grupo, não sendo válidas para cada indivíduo dentro do grupo (ODUM, 1983). A estrutura demográfica e a distribuição espacial, por exemplo, são duas importantes propriedades populacionais que podem ser caracterizadas e, posteriormente, utilizadas em planos de manejo e conservação de espécies de plantas.

Ainda nesse sentido, ao se analisar as proporções de grupos etários em uma população pode-se obter um indicativo do que se esperar para a população no futuro (ODUM, 1983). Quando há grande quantidade de indivíduos jovens na população, há um forte indício de que há crescimento populacional (para exemplo, ver DISLICH et al., 2002). As populações em declínio geralmente apresentam uma maior proporção de indivíduos mais velhos do que de indivíduos mais jovens (como exemplo, ver NAZARENO e REIS, 2013-a).

O padrão de distribuição espacial – arranjo espacial de indivíduos pertencentes à uma determinada espécie ou população em uma área ou habitat específico (SILVA et al., 2012) – representa uma informação ecológica extremamente relevante para se entender como uma determinada espécie usa os recursos disponíveis, se reproduz e se mantém no ambiente. Estudos nessa lógica permitem também fazer inferências importantes sobre a dispersão de espécies de plantas, já que a distribuição é consequência de processos pelos quais a dispersão desempenha um papel predominante (COUSENS et al., 2008).

Quando a posição de cada indivíduo não depende da posição dos outros entende-se que a população, ou grupo de indivíduos, apresenta um padrão aleatório. Já quando a probabilidade de ocorrência de um indivíduo é aumentada pela presença de outros indivíduos na população, considera-se um padrão agregado. Quando a presença de um indivíduo impede a presença de outro próximo e existe uma uniformidade na ocorrência da população, o padrão espacial é uniforme (BEGON et al., 2007). Diversos fatores ambientais e intrínsecos às espécies podem influenciar o padrão espacial de árvores (SILVA et al., 2012).

Apesar de o *Butia eriospatha* – uma palmeira ameaçada do Bioma Mata Atlântica – ser descrito como de ocorrência natural agregada em campos abertos, evidências demonstram a ocorrência de indivíduos em altas densidades também dentro de florestas com araucárias (ver capítulo II). Até o momento, todos os estudos relacionados à estrutura demográfica do *B. eriospatha* foram realizados para populações que ocorrem em ambiente de campo (ver Capítulo I). Além disso, desconhece-se qualquer estudo acerca da distribuição espacial da espécie, seja em ambiente de campo ou de floresta.

Portanto, este capítulo tem como objetivo caracterizar a estrutura demográfica e o padrão de distribuição espacial da palmeira *B. eriospatha*, bem como identificar possíveis diferenças para os parâmetros estimados entre o ambiente de campo e de floresta.

3.2. HIPÓTESES

- 1) A população de floresta e a população de campo de *B. eriospatha* apresentam valores similares para o número e densidade de indivíduos adultos e para a proporção de indivíduos reprodutivos.
- 2) A estrutura demográfica da população de *B. eriospatha* de campo é similar à da floresta.
- 3) O padrão de distribuição espacial para ambas as populações de *B. eriospatha* é agregado.
- 4) A probabilidade de um indivíduo de *B. eriospatha* tornar-se reprodutivo está associada ao ambiente de ocorrência da população e é dependente da sua altura e seu DAP.

3.3. OBJETIVOS

3.3.1. Objetivo geral

Estudar a estrutura demográfica e a distribuição espacial de populações de *B. eriospatha* de campo e de floresta.

3.3.2. Objetivos específico

Caracterizar a estrutura demográfica de duas populações de *B. eriospatha*, sendo uma de campo e outra de floresta, localizadas no município de Curitibanos-SC;

Caracterizar o padrão de distribuição espacial de duas populações de *B. eriospatha*, sendo uma de campo e outra de floresta, localizadas no município de Curitibanos-SC;

Comparar a população de campo de *B. eriospatha* com a população de floresta quanto à estrutura demográfica e quanto ao padrão de distribuição espacial.

3.4. MATERIAIS E MÉTODOS

3.4.1. Local de estudo

Para o levantamento da estrutura demográfica e do padrão de distribuição espacial do *Butia eriospatha* foram utilizadas as mesmas áreas de campo (coordenadas: 27°11'40" S; 50° 37' 04" O) e de floresta (coordenadas: 27°12'91" S; 50° 35'36" O), descritas no Capítulo II desta dissertação. Para maiores detalhes das áreas, ver o Capítulo II.

3.4.2. Demarcação das parcelas

Foram estabelecidas duas parcelas permanentes de aproximadamente cinco hectares cada, sendo uma para a população de *B. eriospatha* de campo, com 220m x 260m (Figura 16), e outra para a população de *B. eriospatha* de floresta, com 220m x 220m (Figura 17). A distância entre as parcelas é de aproximadamente 2 km.

Procurou-se localizar a parcela em uma posição que permitisse incorporar um mínimo de 100 indivíduos em cada população. As parcelas foram subdivididas em quadrantes de 400 m² (20m x 20m) para facilitar na determinação da posição de cada indivíduo.

Todos os indivíduos presentes dentro das duas parcelas foram localizados por um sistema cartesiano de coordenadas x e y, e classificados conforme a classificação ontogenética proposta por Nazareno e Reis (2013-a).

Foram realizadas quatro visitas às populações entre os meses de outubro de 2015 e março de 2016, para verificar quais indivíduos apresentavam algum tipo de estrutura reprodutiva, considerando que esse é o período no qual se concentra o florescimento da espécie (NAZARENO e REIS, 2012). Os tipos de estrutura reprodutiva considerados foram: espata; inflorescências femininas; inflorescências masculinas; cachos com frutos imaturos; cachos com frutos maduros e; cachos secos.

Além da verificação do estado reprodutivo dos indivíduos, verificou-se o estado das copas quanto ao ataque de insetos desfolhadores. Foi estabelecida uma escala de dano de 0 a 10, sendo que 0 = 0% de desfolha e 10 = 100% de desfolha.

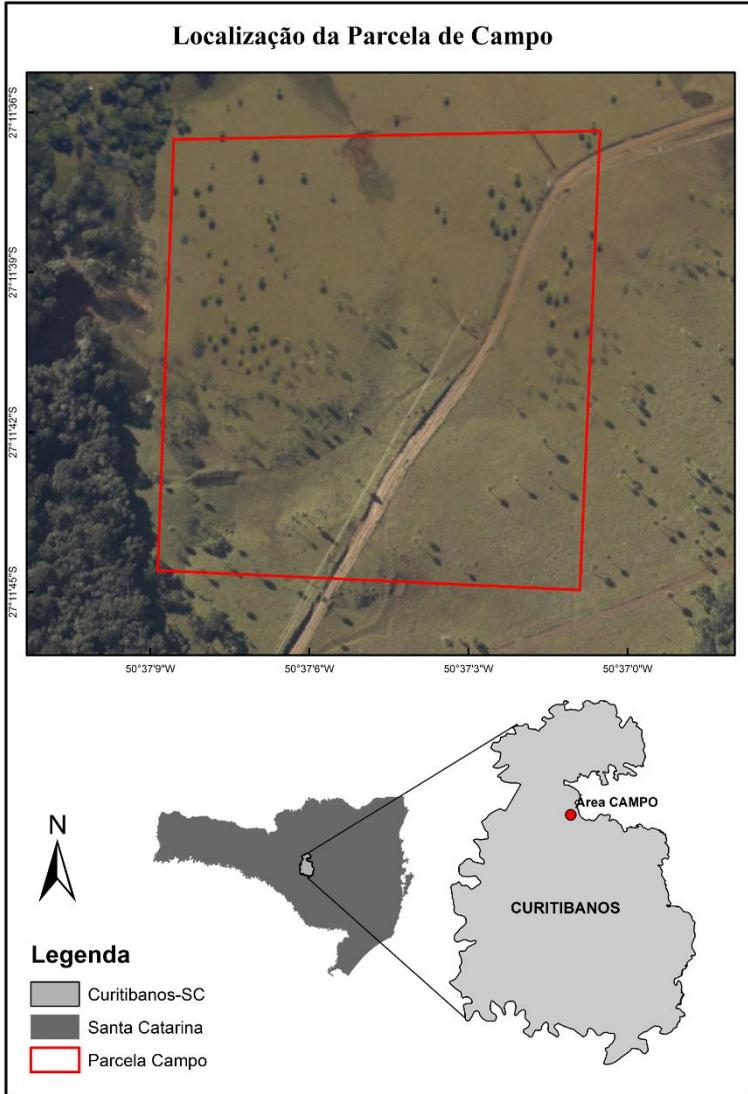


Figura 16. Mapa de localização da parcela de campo de *B. eriospatha*.
Imagem: <http://sigsc.sc.gov.br/sigserver/SIGSC/wms>

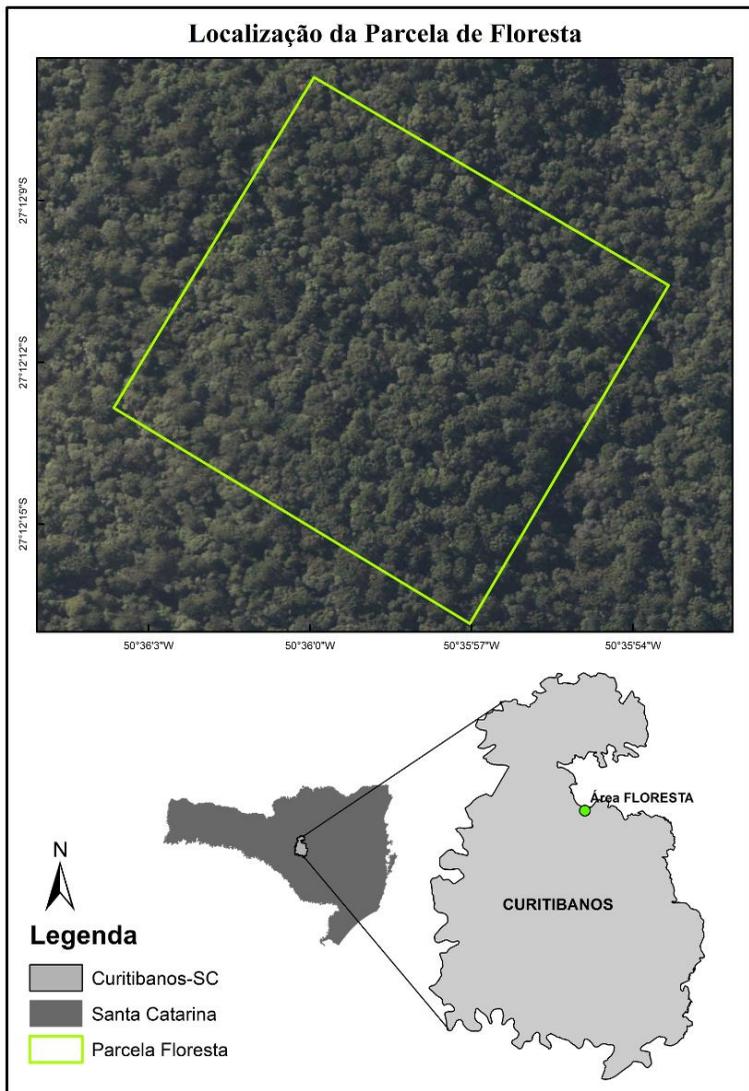


Figura 17. Mapa de localização da parcela de floresta de *B. eriospatha*.
Imagem: <http://sigsc.sc.gov.br/sigserver/SIGSC/wms>

Todos os indivíduos adultos encontrados nas duas parcelas permanentes foram etiquetados com plaquetas de alumínio e identificados com o quadrante ao qual pertenciam e um número de identificação. De todos os indivíduos mediu-se a altura até a inserção da primeira folha verde com a utilização de uma trena a laser e a circunferência à altura do peito (CAP) com a utilização de uma fita métrica. Os CAPs foram transformados em diâmetro à altura do peito (DAP) pela divisão dos valores medidos por π (π). Como não foram encontrados indivíduos das demais classes ontogenéticas dentro da população de campo e somente oito indivíduos da classe de plântulas foram encontrados na paisagem de floresta, não atingindo um número amostral adequado, não foram consideradas mais classes além das adultas nas análises demográficas das duas populações.

3.4.3. Análise dos dados da estrutura demográfica

Quantificou-se o número total de indivíduos adultos de *B. eriospatha* (N) e suas respectivas densidades (indivíduos.ha⁻¹), além do número de indivíduos reprodutivos (N_R) e sua proporção (N_R/N) em cada população.

Os DAPs de cada população foram distribuídos em oito classes com 4 cm de amplitude cada, e as alturas foram distribuídas em seis classes com 1,5 m de amplitude cada. Testou-se a aderência à distribuição normal de ambas as distribuições (DAP e altura) para as duas populações, por meio de Testes χ^2 .

Calculou-se as estatísticas descritivas para os DAPs e alturas de ambas as populações. Com as alturas e DAPs de cada população, criou-se novas distribuições a partir de 1.000 reamostragens *bootstrap*, utilizando-se o *software* R - v. 3.3.0 (R CORE TEAM, 2016). Isso permitiu a construção de intervalos de confiança (IC) utilizados na comparação entre as populações de campo e de floresta. As diferenças foram testadas a partir de 95% dos valores centrais das novas distribuições.

Foram realizados testes de associação para os indivíduos reprodutivos, por meio de tabelas de contingência. O primeiro foi utilizado para testar a dependência da probabilidade de um indivíduo de *B. eriospatha* estar em estado reprodutivo em relação ao seu ambiente de ocorrência (campo e floresta).

Os testes de associação seguintes foram realizados para cada população em separado e testaram a dependência da probabilidade de

um indivíduo de *B. eriospatha* estar em estado reprodutivo em relação ao seu tamanho (altura ou DAP). Para isso, separou-se primeiramente todos indivíduos de cada população em duas classes de DAP (< 34 cm e ≥ 34 cm) e de altura ($< 5,5$ m e $\geq 5,5$ m). Dessa forma, pode-se testar a dependência da probabilidade de um indivíduo estar em estado reprodutivo com a sua classe de tamanho (indivíduos maiores e indivíduos menores). As significâncias dos testes de associação foram verificadas com Testes de χ^2 . Os dados analisados foram considerados independentes quando a probabilidade da significância do Teste χ^2 foi superior à 0,05.

Para confirmar as associações encontradas entre a probabilidade de um indivíduo estar reprodutivo e o seu tamanho, todos os indivíduos de cada população foram separados em dois grupos: indivíduos reprodutivos e indivíduos não reprodutivos. Foram construídas novas distribuições de altura e DAP para cada grupo, por meio de 1.000 reamostragens *bootstrap*, utilizando-se o *software* R - v. 3.3.0 (R CORE TEAM, 2016). Os grupos foram então comparados (reprodutivos *versus* não-reprodutivos) por meio de intervalos de confiança. Considerou-se uma significância de $p < 0,05$ para as diferenças observadas.

3.4.4. Análise do padrão de distribuição espacial

Para entender como os indivíduos de *B. eriospatha* se encontram distribuídos espacialmente tanto em ambiente de campo aberto, quanto de floresta, foram caracterizados os padrões de distribuição espacial de todas as plantas adultas e posteriormente, somente das plantas reprodutivas nas duas populações estudadas.

Para testar a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial, utilizou-se a função K de Ripley (1977), pelo uso do pacote “spatstat” v. 1.45-2 (BADDELEY et al., 2015) no *software* R - v. 3.3.0 (R CORE TEAM, 2016). Para a correção do efeito de borda, foi utilizada a função isotrópica (RIPLEY, 1977). Intervalos de confiança ($\alpha=5\%$) foram construídos por meio de 1.000 simulações de Monte Carlo para determinar se o padrão encontrado em cada população diferiu significativamente da aleatoriedade. A escala máxima analisada pela função foi de 110 metros (metade do menor lado das parcelas). Para melhorar a interpretação visual dos resultados, a escala da função K foi transformada para a função L de Ripley.

A partir da caracterização da distribuição espacial, foram realizadas comparações diretas entre populações para determinar se o

padrão espacial diferiu entre os ambientes de ocorrência de *B. eriospatha*, e em quais escalas de distância as possíveis diferenças aconteceram.

A função K de Ripley é considerada uma das ferramentas mais adequadas para a análise do padrão espacial de espécies florestais (SILVA et al., 2012) e vem sendo largamente utilizada para estudar a distribuição de espécies da Mata Atlântica (MARIOT et al., 2010; CAPRETZ, 2012; PALUDO, 2013; BERNARDI, 2015).

3.5. RESULTADOS

3.5.1. Estrutura demográfica do *Butia eriospatha* em campo e em floresta

A população de floresta (parcela de aproximadamente 5 ha) apresentou uma estrutura demográfica composta quase exclusivamente por indivíduos adultos (>2 m), conforme a classificação proposta por Nazareno e Reis (2013-a), totalizando 209 indivíduos. Dentro da parcela de floresta também foram encontrados oito indivíduos regenerantes (<40 cm), porém estes foram desconsiderados para as análises seguintes devido ao pequeno tamanho amostral e à baixa representatividade da classe na população (1,6 indivíduos/ha). O número de regenerantes observado nessa população foi 60 vezes menor que a população com o menor número de regenerantes estudada por Nazareno e Reis (2013-a), reforçando a necessidade de se excluir esses indivíduos regenerantes das análises. Nenhuma outra classe ontogenética foi observada nesta população e, portanto, a densidade de indivíduos total foi de 42 ind.ha⁻¹ para este ambiente (Tabela 12).

Para o evento reprodutivo de 2015/2016, observou-se algum tipo de estrutura reprodutiva (espata, flor masculina, flor feminina, frutos imaturos, frutos maduros ou cachos secos) em 58 indivíduos da população de floresta, o que representa uma proporção de 28% de indivíduos adultos reprodutivos para esse tipo de ambiente e uma densidade aproximada 12 ind.ha⁻¹ nessa condição (Tabela 12).

No período inicial de reprodução da população de floresta, em que começaram a surgir as primeiras espatas e inflorescências masculinas (outubro/2015), 94 indivíduos dessa população apresentaram sinais de herbivoria (≈45% da população) causada por um inseto da ordem lepidóptera em fase larval (Figura 18 - C). Dos 58 indivíduos reprodutivos da população, somente nove apresentaram algum sinal de dano causado pelo inseto mencionado, ou seja, 90% dos indivíduos atacados (N=85) não apresentou nenhuma estrutura reprodutiva. Observou-se que somente indivíduos com até 40% de dano causado pela lagarta apresentaram alguma estrutura reprodutiva. Três indivíduos da população apresentaram 100% de desfolha.



Figura 18. **A** – Indivíduo da população de floresta com aproximadamente 50% de desfolha. Dano causado por um lepidóptero; **B** – Detalhe do dano causado por um lepidóptero em uma das folhas de um indivíduo de *B. eriospatha*; **C** – Lepidóptero causador da desfolha observada em indivíduos de *B. eriospatha* no ambiente de floresta. **Fotos:** A e B – Alison Paulo Bernardi; C – Juliano Zago da Silva

A população de campo (parcela de aproximadamente 5 ha) apresentou 109 indivíduos adultos (>2 m), ou seja, 22 indivíduos por hectare (Tabela 12). Nenhuma outra classe ontogenética foi observada nessa população. Para o evento reprodutivo de 2015/2016, 101 indivíduos apresentaram estrutura reprodutiva dentro desta parcela, o que condiz com 93% de indivíduos reprodutivos na população, ou aproximadamente 20 indivíduos por hectare (Tabela 12). Na população de campo nenhum indivíduo apresentou sinais de herbivoria por lagartas, como foi verificado para a população de floresta.

A altura média observada entre os indivíduos da população da floresta foi 5,78 m, com valores variando entre 2,46 m e 9,72 m (Tabela 12). A altura média da população de campo foi 5,65 m, variando entre 2,27 m e 8,88 m (Tabela 12). Não houve diferença significativa entre as alturas médias das populações de campo e de floresta (IC, $p > 0,05$).

A população de floresta apresentou diâmetro médio à 1,30 m do solo (DAP) de 33,37 cm, variando entre 22,92 cm e 56,98 cm (Tabela 12). O DAP médio observado para os indivíduos da população de campo foi de 31,92 cm, variando entre 22,28 cm e 41,38 cm (Tabela 12). Observou-se diferença significativa entre os DAPs médios das populações estudadas (IC, $p < 0,05$).

Tabela 12. Resumo das informações demográficas levantadas para as populações Floresta e Campo.

Parâmetros	Populações		
	Floresta	Campo	
Área da Parcela (ha)	≈ 5	≈ 5	
N	209	109	
N _R	58	101	
N _R /N	0,28	0,93	
N.ha ⁻¹	≈ 42	≈ 22	
N _R .ha ⁻¹	≈ 12	≈ 20	
H (m)	Média ± S	5,78 ^a ± 1,14	5,65 ^a ± 1,19
	Amplitude (mín. – máx.)	2,46 - 9,72	2,27 - 8,88
	IC (95%)	5,57 - 5,89	5,44 - 5,87
DAP (cm)	Média ± S	33,37 ^a ± 4,36	31,92 ^b ± 4,37
	Amplitude (mín. – máx.)	22,92 - 56,98	22,28 - 41,38
	IC (95%)	32,79 - 33,96	31,04 - 32,67

N: Número de indivíduos na parcela; N_R: número de indivíduos reprodutivos na parcela; N_R/N: proporção de indivíduos reprodutivos com relação ao total de indivíduos na parcela; N/ha: densidade (ind./ha) de indivíduos na parcela; N_R/ha: densidade (ind./ha) de indivíduos reprodutivos na parcela; H: altura (m); DAP: diâmetro a altura do peito (cm); S: desvio padrão; IC (95%): intervalo de confiança a 95% de probabilidade, construído com 1.000 reamostragens *bootstrap*; ^a e ^b: diferenças entre médias (IC com p < 0,05).

Ao se distribuir os indivíduos das populações de floresta e campo em classes de altura, observa-se para ambas as populações uma predominância de indivíduos na classe que abrange os valores médios (5 m – 6,5 m). A população de campo apresentou aderência à distribuição normal ($\chi^2 = 4,27$; p > 0,05) e a população de floresta não apresentou aderência à distribuição da normal ($\chi^2 = 29,04$; p < 0,05). Para todas as classes, o número de indivíduos na população de floresta foi superior ao número de indivíduos da população de campo. Na classe de indivíduos mais altos, “9,5 m – 11 m” a população de campo não apresentou nenhum indivíduo, enquanto que a população de floresta apresentou dois indivíduos (Figura 19).

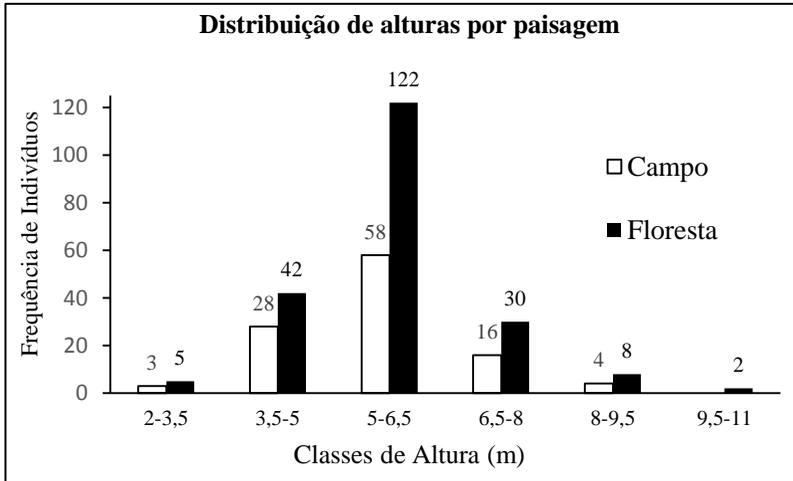


Figura 19. Distribuição do número de indivíduos por classes de *B. eriospatha*.

A distribuição dos DAPs em classes de tamanho se apresenta como uma distribuição normal para a população de campo ($\chi^2 = 4,09$; $p > 0,05$) e distinta da normal para a população de floresta ($\chi^2 = 16,03$; $p < 0,05$). A classe que apresentou o maior número de indivíduos na população de floresta foi a “32 cm – 36 cm”, justamente a classe que abrange a média da população (Figura 20).

A classe diamétrica “28 – 32 cm” foi a que apresentou o maior número de indivíduos para a população de campo, sendo que a média para a população também se encontra nessa classe (Figura 20).

A única classe de DAP em que há mais indivíduos de campo do que de floresta foi a “24 cm – 28 cm” (Figura 20).

A população de campo não apresentou nenhum indivíduo nas duas maiores classes de DAP (44 cm – 48 cm e; > 48 cm), enquanto que a população de floresta apresentou quatro indivíduos para a classe “44 cm – 48 cm” e um indivíduo na classe “>48 cm” (Figura 20).

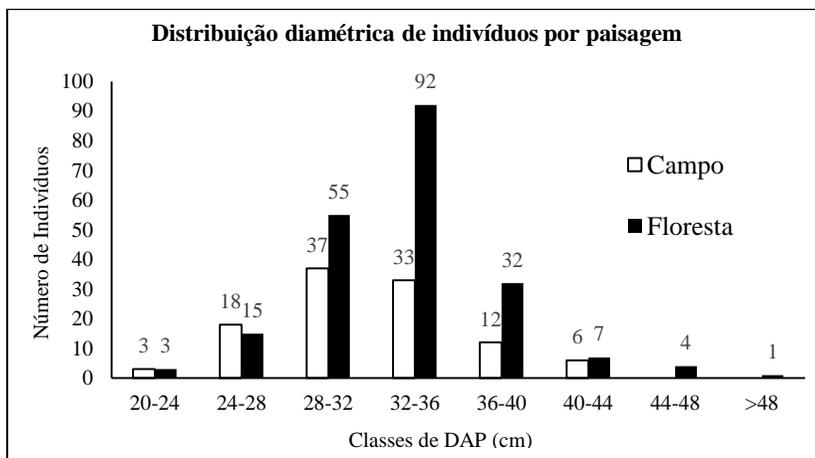


Figura 20. Distribuição do número de indivíduos por classes de DAP de *B. eriospatha*.

Para ambas as populações, diâmetros e alturas médias apresentaram pequenos desvios padrões, o que demonstra a homogeneidade de indivíduos dentro das populações (Tabela 12).

3.5.2. Análises de associação para o estado reprodutivo de indivíduos de *Butia eriospatha*

Observou-se uma associação significativa entre a proporção de indivíduos adultos reprodutivos de *B. eriospatha* na população e o ambiente de ocorrência (floresta ou campo) da população ($\chi^2 = 120,73$; $p < 0,001$).

Ao se testar a dependência do número de indivíduos reprodutivos na população de floresta com relação às classes de DAP “< 34 cm” e “≥ 34 cm”, não foi detectada uma associação significativa ($\chi^2 = 2,90$; $p > 0,05$), indicando que há semelhança na proporção de indivíduos reprodutivos nas classes menores de DAP em comparação com as classes maiores de DAP. Entretanto, ao se comparar o DAP médio do grupo de indivíduos não reprodutivos com o DAP médio do grupo de reprodutivos da população de floresta, a partir de um intervalo de confiança (*bootstrap*; $p < 0,05$), a diferença foi detectada, sendo que os indivíduos reprodutivos apresentaram o maior DAP médio.

Ao se testar a dependência do número de indivíduos reprodutivos na floresta com relação às classes de altura “< 5,5 m” e “≥ 5,5 m”,

observou-se uma associação significativa ($\chi^2 = 6,43$; $p < 0,05$), sendo que os indivíduos mais altos apresentam uma maior probabilidade de florescer do que os indivíduos mais baixos. Uma significância ainda maior foi observada ao se comparar a média de altura de indivíduos reprodutivos com a média de altura de indivíduos não reprodutivos por meio de um intervalo de confiança (*bootstrap*; $p < 0,01$), sendo os indivíduos reprodutivos os mais altos.

Para a população de campo não se observou associação significativa para o número de indivíduos reprodutivos com relação ao tamanho dos indivíduos ($\chi^2 = 0,04$ para DAP; $\chi^2 = 2,24$ para altura; ambos com $p > 0,05$). Intervalos de confiança para altura média e DAP médio também foram construídos (*bootstrap*) para se comparar indivíduos reprodutivos com não reprodutivos na população de campo, porém não foram detectadas diferenças entre os grupos de indivíduos formados ($p > 0,05$).

3.5.3. Padrão de distribuição espacial de *Butia eriospatha* em paisagens contrastantes

A distribuição dos indivíduos reprodutivos e não reprodutivos localizados na população de campo por meio de um sistema de coordenadas “x” e “y” encontra-se na Figura 21 – A e B.

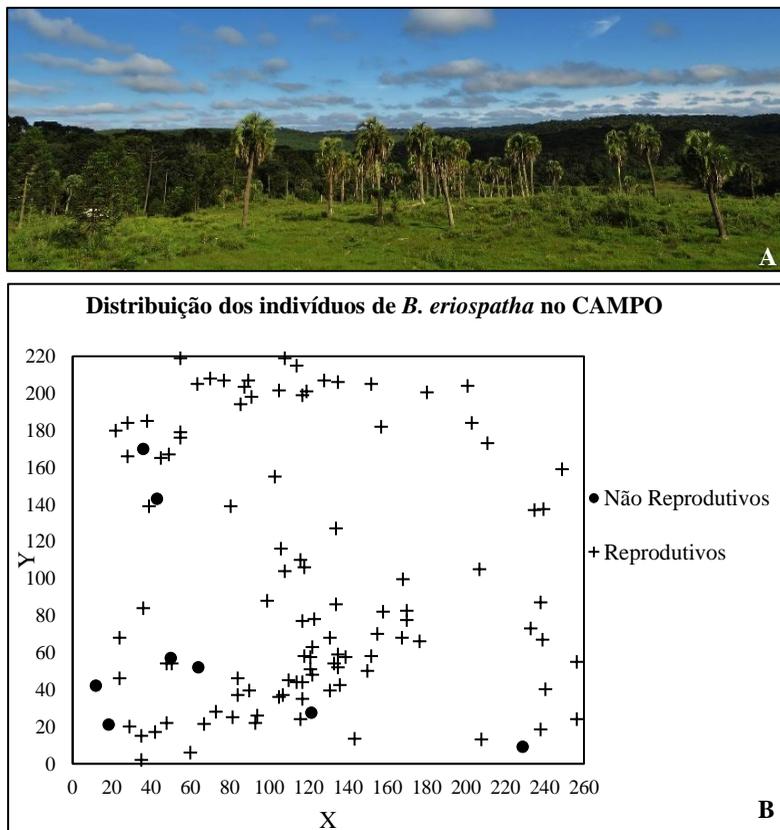


Figura 21. A – Paisagem da população de *B. eriospatha* de campo. B – Distribuição espacial dos indivíduos reprodutivos e não reprodutivos da população de campo. **Foto:** Alison Paulo Bernardi

Na população de campo, a escala máxima analisada pela função K de Ripley foi de 110 m (metade do menor lado da parcela). Ao se considerar todos os indivíduos presentes na parcela (N=109), o ambiente de campo apresentou padrão de distribuição espacial predominantemente agregado, sendo aleatório apenas na escala de distâncias entre 0 m e 5 m e entre 90 m e 110 m. Para a escala entre 5 m e 90 m o padrão foi agregado (Figura 22 – A).

Ao se utilizar somente os indivíduos reprodutivos (N=101) na análise, o padrão de distribuição espacial praticamente não foi alterado, como pode ser observado na Figura 22 – B. Portanto, pode-se considerar que o padrão de distribuição espacial da população de campo difere

significativamente da Completa Aleatoriedade Espacial (CAE) na maior parte da escala de distância analisada.

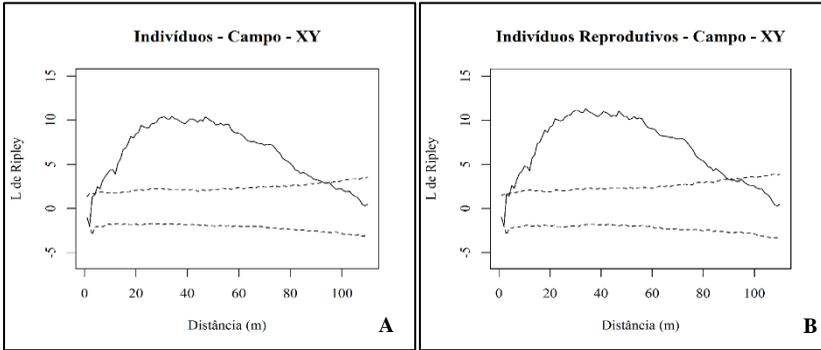


Figura 22. A – Padrão de distribuição espacial de todos os indivíduos na população de campo por meio da função K de Ripley transformada (L); **B** – Padrão de distribuição espacial dos indivíduos reprodutivos na população de campo por meio da função K de Ripley transformada (L). As linhas pontilhadas representam o envelope de confiança construído a partir de 1.000 simulações Monte Carlo.

A distribuição dos indivíduos reprodutivos e não reprodutivos localizados na população de floresta por meio de um sistema de coordenadas “x” e “y” encontra-se na Figura 23 – A e B.

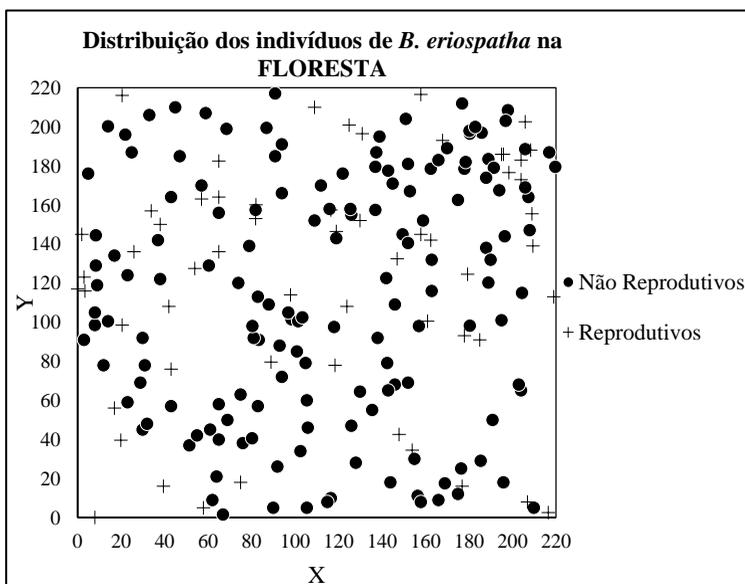


Figura 23. A – Paisagem da população de *B. eriospatha* de floresta. B – Distribuição espacial dos indivíduos reprodutivos e não reprodutivos da população de floresta. **Foto:** Rafael Candido Ribeiro

Na população de floresta, a escala máxima analisada pela função K de Ripley foi de 110 m. Ao se considerar todos os indivíduos da população ($N=209$), o ambiente de floresta apresentou um padrão espacial predominantemente aleatório, sendo aleatório entre 0 m e 20 m, se tornando agregado para a escala de 20 m a 45 m, e novamente aleatório entre 45 m e 110 m (Figura 24 – A).

Ao se considerar somente os indivíduos reprodutivos ($N=58$), a população de floresta manteve a predominância do padrão aleatório de distribuição espacial, com exceção de uma pequena faixa de distância de 9 m a 11 m, em que há uma certa agregação de indivíduos reprodutivos (Figura 24– B). Portanto, pode-se considerar que a população de floresta

não diferiu significativamente da Completa Aleatoriedade Espacial (CAE) para a maior parte da escala de distância analisada.

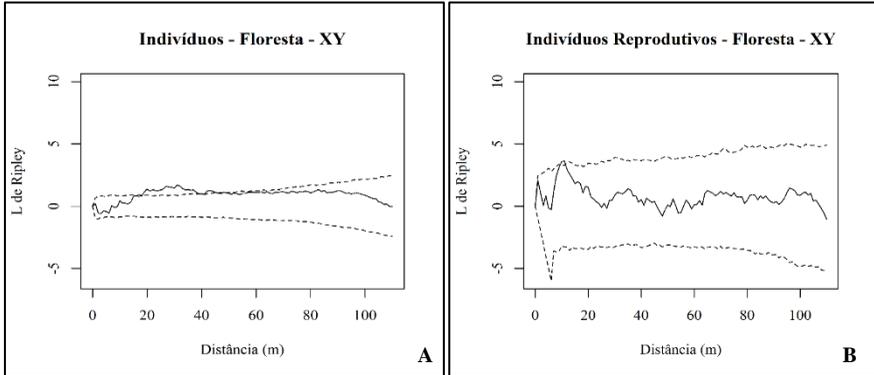


Figura 24. A – Padrão de distribuição espacial de todos os indivíduos na população de floresta por meio da função K de Ripley transformada (L); **B** – Padrão de distribuição espacial dos indivíduos reprodutivos na população de floresta por meio da função K de Ripley transformada (L). As linhas pontilhadas representam o envelope de confiança construído a partir de 1.000 simulações Monte Carlo.

3.6. DISCUSSÃO

3.6.1. Estrutura demográfica

Nenhuma das populações de *Butia eriospatha* avaliadas neste estudo (campo e floresta) apresentou estrutura demográfica em “J-invertido”, em que a classe ontogenética de plântulas têm uma representatividade muito maior que a classe de jovens, e ambas, por sua vez, possuem maior representatividade que a classe de adultos, assegurando a persistência da população a longo prazo. Ao contrário, essas populações estão representadas basicamente por indivíduos adultos e desenvolvidos ou senescentes e, portanto, estão fadadas ao declínio. Esse padrão se deve possivelmente à forma de uso da terra aplicada na região, em que o gado circula livremente nas áreas avaliadas há pelo menos 100 anos (proprietário da terra, comunicação pessoal), não permitindo o processo de regeneração e recrutamento de novos indivíduos nas populações. Essa situação é verificada com frequência para outras populações de *B. eriospatha* (REIS et al., 2012; NAZARENO e REIS, 2013-a) e para populações de outras espécies do gênero *Butia* (AZAMBUJA, 2009; BÜTTOW et al., 2009; SOARES, 2013; RIVAS e BARBIERI, 2014).

Silva (2008), ao estudar duas populações de *Butia capitata* na região norte de Minas Gerais, uma sem a presença do gado e outra com, encontrou uma estrutura demográfica em “J-invertido” para ambas. Entretanto, a população com a presença de gado apresentou um número de indivíduos em estágio de plântula bastante inferior em relação à área sem gado.

Para outras espécies tropicais, a estrutura populacional em “J-invertido” é bastante comum, sendo também um indicativo de populações menos ameaçadas e com maior potencial de persistir no ambiente, tendo sido observada em populações de palmeiras como, *Euterpe edulis* (REIS et al., 2000), *Geonoma gamiova* (CECCON-VALENTE e NEGRELLE, 2013), *Roystonea oleracea* (NASCIMENTO et al., 2013), e de frutíferas como *Hancornia speciosa* (LIMA et al., 2013), entre outras espécies.

Além da pressão exercida pelo gado sobre a regeneração natural do *B. eriospatha*, uma elevada predação de frutos e sementes, sem a ação de dispersão dentro da população – como a exploração dos frutos pelo homem – pode estar reduzindo a oferta de sementes disponíveis na recomposição da população, o que reduz ainda mais as chances de classes ontogenéticas inferiores estarem presentes na população.

A densidade de indivíduos adultos observada para a população de campo no presente estudo ($N \approx 22 \text{ ind. ha}^{-1}$), foi menor que a densidade observada para três populações de campo aberto de *B. eriospatha*, dentre quatro investigadas por Nazareno e Reis (2013-a) ($A \approx 39 \text{ ind. ha}^{-1}$; $B \approx 58 \text{ ind. ha}^{-1}$; $C \approx 16 \text{ ind. ha}^{-1}$; $D = 40 \text{ ind. ha}^{-1}$). Já a densidade de indivíduos adultos da população de floresta ($N \approx 42 \text{ ind. ha}^{-1}$) foi superior às populações A, C e D do estudo de Nazareno e Reis (2013-a).

Ao se comparar as densidades obtidas no presente estudo com as densidades observadas para outras espécies do gênero *Butia*, as diferenças são ainda mais marcantes. Silva (2008), por exemplo, encontrou para duas populações de *B. capitata*, no norte de Minas Gerais, densidades de 464 e de 402 indivíduos adultos (reprodutivos) por hectare. Azambuja (2009) encontrou uma densidade de indivíduos adultos (reprodutivos) de *B. odorata*, próximo às margens da Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul, de 147 indivíduos por hectare. Soares (2013), ao estudar uma população de *B. yatay* na região oeste do Rio Grande do Sul, encontrou uma densidade de 139 plantas por hectare, entre indivíduos jovens e adultos, e ao estudar uma população de *B. witeckii* na região central do mesmo estado encontrou uma densidade de 18 plantas por hectare, entre jovens e adultos.

A homogeneidade de alturas e DAPs verificada nas populações de campo e de floresta indica que a maioria dos indivíduos de *B. eriospatha* germinou e se desenvolveu em gerações muito próximas. Além disso, provavelmente houve uma estagnação nessas populações a partir das primeiras intervenções humanas do último século.

A concentração de indivíduos nas classes centrais de DAP e altura, observada em ambas as populações de *B. eriospatha*, também retratada para outras espécies de palmeiras (LIMA et al., 2003), representa localmente uma forte ameaça à espécie, pois não existem indivíduos jovens que possam substituir indivíduos em senescência, e como já mencionado anteriormente, o destino dessas populações é desaparecer, principalmente se medidas de recomposição e de garantia de sobrevivência de indivíduos mais jovens não forem asseguradas.

Os poucos indivíduos regenerantes de *B. eriospatha* encontrados em ambiente de floresta ($N=8$), reforçam a ideia de que a espécie é capaz de se regenerar nesse tipo de ambiente (Figura 25). As condições ambientais impostas sob a cobertura da floresta com araucárias, como a redução da disponibilidade luminosa quando comparada com o ambiente de campo aberto, não se apresentam como impeditivas para a espécie,

contrapondo o que foi sugerido por Soares (2013) para o gênero *Butia*. A princípio, basta que haja uma redução na pressão exercida pelo gado sobre a regeneração natural nesse ambiente para que novos indivíduos possam se estabelecer e a população se recomponha, como proposto por Etchebarne e Brazeiro (2016) para outras espécies em florestas no Uruguai.



Figura 25. Exemplos de regenerantes encontradas dentro da população de floresta. **Fotos:** Rafael Candido Ribeiro.

As populações *B. eriopatha* de campo e de floresta deste estudo distam uma da outra em aproximadamente 2 km e, portanto, pode-se supor que no passado (> 100 anos), ambas faziam parte de uma grande população contínua sob a cobertura de floresta com araucárias (*Araucaria angustifolia*), que com as ações antrópicas de fragmentação e alteração da cobertura da terra do século XX às separou e às submeteu à intensidades de pressão e ameaça populacional possivelmente distintas (ver Capítulo II).

Provavelmente, em virtude disso, a população de campo apresenta uma proporção inferior de indivíduos nas classes médias de altura e DAP em comparação com a população de floresta, além de não apresentar indivíduos nas classes de maior altura e DAP, também

diferindo da população de floresta. Uma diferença significativa entre os DAPs médios das populações também foi observada, sendo que a população de floresta apresentou a maior média.

Esses últimos aspectos podem ser um indicativo de que a população de campo vem sofrendo mais intensamente com as pressões antrópicas e, por consequência, apresenta uma transformação nas distribuições de altura e DAP mais intensa, o que representa um declínio populacional mais acentuado, comparativamente à população de floresta.

3.6.2. Potencial reprodutivo

Apesar de a população de floresta apresentar uma densidade de indivíduos superior à observada para a população de campo, sua proporção de indivíduos reprodutivos e o seu número de indivíduos reprodutivos por hectare (28%; $\approx 12 \text{ ind.ha}^{-1}$) é bastante inferior em relação à população de campo (93%; $\approx 20 \text{ ind.ha}^{-1}$). Nazareno e Reis (2013-a) verificaram proporções de indivíduos reprodutivos variando entre 83% e 100% para quatro populações de campo aberto de *B. eriospatha*, o que condiz com o observado pelo presente estudo para a população de campo, porém difere consideravelmente do observado para a população de floresta.

Uma possível explicação para a população *B. eriospatha* de floresta apresentar uma proporção tão baixa de indivíduos reprodutivos dentro da população, é o fato de os indivíduos ocorrerem em condições ambientais – como luz, água, vento, humidade e disponibilidade de nutrientes no solo, entre outros fatores – mais heterogêneas quando comparadas com a população de campo. A associação encontrada entre a proporção de indivíduos reprodutivos de *B. eriospatha* e o ambiente de ocorrência da população, tendo o ambiente de campo a maior proporção, é uma forte evidência disso.

Estudos realizados com a palmeira buriti (*Mauritia flexuosa*), no estado de Roraima, mostraram que a dinâmica reprodutiva da espécie é bastante afetada por condições ambientais do habitat (ROSA et al., 2014).

Palmeiras que ocorrem em ambiente de floresta apresentam um crescimento acelerado e maiores taxas reprodutivas quando estão sob influência de clareiras produzidas pela queda ou morte de árvores do dossel (ASH, 1988). Para populações de *Astrocaryum mexicanum*, uma palmeira que ocorre sob o dossel de florestas tropicais no México e América Central, a entrada de luz no interior da floresta, produzida pelas

clareiras, provavelmente desempenha papel fundamental na probabilidade de indivíduos apresentarem estruturas reprodutivas (PIÑERO e SARUKHÁN, 1982). SVENNING (2002) afirma, após verificar a relação entre as taxas de crescimento e estado reprodutivo da palmeira de sub-bosque *Geonoma macrostachys* com a presença de clareiras no dossel, que variações de fina escala no espaço e no tempo pela abertura das copas em florestas tropicais desempenham um papel fundamental na ecologia de populações de plantas de sub-bosque, tolerantes à sombra.

Como a população de *B. eriopatha* de floresta não se encontra no dossel da floresta (está sob a copa de árvores mais altas) e, portanto, está sob influência da dinâmica de clareiras, como mencionado para outras espécies de palmeiras, vale ressaltar que a luz é possivelmente um dos principais fatores a determinar o potencial reprodutivo de indivíduos.

Outro possível fator atuando no florescimento de indivíduos de *B. eriopatha* sob cobertura florestal é que pode haver um mecanismo de alternância do estado reprodutivo de indivíduos a cada temporada de reprodução. Rosa et al. (1998) observaram para uma população de *Butia catarinensis* no litoral de Santa Catarina uma flutuação no estado reprodutivo e não reprodutivo de indivíduos, sugerindo a possibilidade de alternância. Grande variação no número de indivíduos em estado reprodutivo entre eventos reprodutivos também pode ser observada para a palmeira *Euterpe edulis* (SILVA, 2011 tese) e para a palmeira *Astrocaryum mexicanum* (Piñero e Sarukhán, 1982), ambas espécies de sub-bosque de florestas tropicais.

Conforme observaram Piñero e Sarukhán (1982), quando há heterogeneidade do ambiente no espaço – distintos locais sob o dossel da floresta – e no tempo – estações do ano – juntos, a não-sincronização da reprodução é favorecida. Aparentemente, o *B. eriopatha* que ocorre sob a cobertura da floresta com araucárias apresenta esse padrão, enquanto que a população de campo apresenta uma maior sincronização reprodutiva devido à homogeneidade do ambiente de campo.

Palmeiras como a *Chamaedorea tepejilote*, que ocorrem sob o dossel de florestas tropicais do México à Colômbia, apresentam variações no comportamento reprodutivo entre anos, mostrando uma predominância de florescimento em apenas alguns indivíduos dentro da população por um certo período, ou seja, poucos indivíduos contribuem com a maioria das inflorescências produzidas na população, havendo distintas intensidades de variação entre plantas femininas e masculinas

(espécie dioica). Porém, não se sabe por quanto tempo esses indivíduos permanecem dominantes na reprodução da população (OYAMA, 1990).

Portanto, estudos que acompanhem a fenologia reprodutiva de populações naturais de *B. eriospatha* de floresta por um longo período de tempo são necessários para confirmar a ocorrência de mecanismos de alternância, ou mesmo de flutuação.

No ambiente de floresta, ainda no início da fase reprodutiva do *B. eriospatha*, também foram observados ataques de lagartas causando a desfolha de muitos indivíduos dentro da população (cerca de 45%). Alguns indivíduos chegaram a ter 100% de suas folhas consumidas pelas lagartas, o que pode reduzir o potencial reprodutivo desses indivíduos drasticamente.

Muitos autores retrataram a importância do número e do volume de folhas para o potencial reprodutivo de palmeiras (PIÑERO e SARUKHÁN, 1982; MENDOZA et al., 1987; ROSA et al., 1998; SOARES, 2013; ROSA et al., 2014). Portanto, o ataque de lagartas pode contribuir na redução da proporção de indivíduos reprodutivos na população de floresta. Por outro lado, a redução do potencial reprodutivo por um ataque como o observado, pode representar um filtro, resultando em menos frutos, porém com plântulas mais favoráveis à persistirem na população no futuro, o que tende a aumentar o valor adaptativo da população como um todo (MOORE, 2001).

Observou-se na população de floresta que indivíduos mais altos apresentam uma maior probabilidade de apresentar estrutura reprodutiva que indivíduos mais baixos, indicando que os indivíduos da floresta investem energia inicialmente em crescimento para posteriormente reproduzir. Isso reforça o ponto trazido anteriormente de que a luz pode ser, portanto, um fator determinante na reprodução do *B. eriospatha*.

O mesmo padrão também foi observado para as palmeiras *Astrocaryum mexicanum* em florestas tropicais do México (PIÑERO e SARUKHÁN, 1982). Ademais, diferenças significativas para altura média e DAP médio entre indivíduos de *B. eriospatha* reprodutivos e não reprodutivos da floresta foram verificadas, sendo que o grupo de indivíduos reprodutivos apresentou maior altura e DAP médios.

Rosa et al., (1998) observaram para a palmeira *Butia catarinensis* que a probabilidade de um indivíduo reproduzir também tende a aumentar quanto maior for sua altura. Exemplos nesse sentido se repetem para outras palmeiras como, por exemplo, *Acromia aculeata* (SCARIOT et al., 1995).

Na população de campo não houve variação na probabilidade de indivíduos reproduzirem com relação aos seus tamanhos. Indivíduos altos e baixos, e com maiores e menores DAPs, apresentaram probabilidades semelhantes de serem reprodutivos. Isso provavelmente se deve ao fato de que em ambiente de campo aberto as condições de disponibilidade de luz sobre as copas das palmeiras são mais homogêneas que em ambiente de floresta. Nazareno e Reis (2012) também não encontraram correlação entre o DAP e a probabilidade de indivíduos serem reprodutivos para uma população de campo aberto de *B. eriospatha* na região serrana de Santa Catarina.

3.6.3. Padrão de distribuição espacial

Como nenhum indivíduo jovem foi observado nas populações estudadas de *B. eriospatha*, e somente alguns regenerantes foram encontrados (nenhum na população de campo e muito poucos na população de floresta), além dos adultos, não foi possível fazer inferências acerca do padrão de distribuição espacial de classes etárias inferiores em ambas as populações, conforme recomendado por Silva et al. (2012). A falta de continuidade de gerações dificulta o entendimento e a discussão sobre as causas do padrão espacial apresentado pelos adultos da espécie atualmente. Entretanto, diversos fatores causais podem contribuir para o padrão espacial de árvores como, por exemplo, disponibilidade de recursos (luz, água, solo), além de fatores sociais, reprodutivos e de dispersão, intrínsecos à espécie (SILVA et al., 2012).

Outro complicador na análise da distribuição espacial dos indivíduos adultos de *B. eriospatha*, é o fato de as populações estudadas ocorrerem em áreas de intensa influência antrópica, sendo difícil separar os fatores causais ambientais e os fatores intrínsecos à espécie dos fatores relacionados à influência do homem (fogo, roçadas, retirada de indivíduos e presença do gado), sem que se tenha acompanhado tais populações ao longo do tempo. Apesar disso, diferenças foram observadas entre a população de campo e a população de floresta com relação à distribuição espacial.

A população de campo apresentou um padrão predominantemente agregado de distribuição espacial dentro da escala de distância analisada, tanto ao se considerar todos os indivíduos, quanto ao se considerar somente os indivíduos reprodutivos da população.

O padrão agregado é bastante comum nas espécies florestais de clima tropical (BARROS, 1986) e subtropical (LI et al., 2009), sendo muitas vezes mais frequente que os padrões aleatório e uniforme

(SILVA et al., 2012). O padrão agregado também é comumente observado em populações naturais de outras palmeiras. Como exemplos encontrados na literatura, pode-se citar: *Allagoptera campestris*, *A. leucocalyx*, *Butia archeri*, *Syagrus comosa*, *S. flexuosa* e *S. petraea* (LIMA et al., 2003); *Bactris setosa* e *Bactris hatschbachii* (MONTEIRO e FISCH, 2005); *S. pseudococos* (ALVES et al., 2011) e; *Acromia aculeata* (Araújo et al, 2014).

Uma possível causa da agregação observada na população de campo é a mortalidade de indivíduos senescentes, que padecem nos ambientes menos favoráveis do campo, mantendo grupos de indivíduos em ambientes mais favoráveis. Hutchings (1997) sugere que quando a mortalidade ocorre por fatores abióticos, existe uma tendência de a população ocorrer em manchas de habitat mais propícias e, portanto, há uma relação negativa de densidade-dependência, aumentando a agregação dos indivíduos.

Outra possível explicação para o padrão de distribuição observado na população de campo está na protandria verificada em indivíduos de outra população de campo de *B. eriospatha* (NAZARENO e REIS, 2012), pois pode-se dizer que a espécie, apesar de monóica, apresenta uma dioicia temporal, como observado para outras palmeiras (OSTROG e BARBOSA, 2009). OLIVEIRA et al. (2014) sugerem que esse tipo de mecanismo reprodutivo em palmeiras pode aumentar as chances de agregação, já que plantas dioicas desenvolvem maior agregação que monoicas. Contudo, o padrão de distribuição observado para a população de floresta foi diferente, o que exige uma confirmação dessa suposição também em populações de floresta.

Portanto, estudos aprofundados acerca da fenologia da espécie são necessários em ambos os ambientes para que se estabeleçam relações mais contundentes entre os mecanismos reprodutivos da espécie e o seu padrão de distribuição espacial.

A população de *B. eriospatha* de floresta apresentou predominância no padrão aleatório de distribuição espacial quando todos os indivíduos da população foram considerados, exibindo algumas variações em intervalos pequenos de distância. Ao se considerar somente os indivíduos reprodutivos da população, os desvios da aleatoriedade foram drasticamente reduzidos e, portanto, a população apresentou uma predominância ainda maior do padrão aleatório.

O padrão aleatório de distribuição espacial é considerado raro para populações de plantas (HUTCHINGS, 1997), entretanto, já foi

constatado para indivíduos adultos de outras espécies de palmeiras (BAROT et al., 1999; OLIVEIRA et al., 2014).

O padrão de distribuição observado no ambiente de floresta pode ser entendido como uma possível estratégia da espécie para diminuir as chances de indivíduos serem atacados por insetos desfolhadores, como a lagarta observada na população. Janzen (1970) destaca que a existência de organismos predadores hospedeiro-específicos em ambientes de floresta tropical desempenha papel fundamental da conformação da floresta, sendo que quanto maior for a eficiência desses predadores, menor será a densidade populacional e maiores serão as distâncias entre indivíduos da espécie, o que pode contribuir para uma maior aleatoriedade ou uniformidade na distribuição espacial de indivíduos. Esses mecanismos também contribuem para o aumento da diversidade de espécies de árvores nesses ambientes (JANZEN, 1970).

É válido ressaltar que ao se ampliar a escala de análise de 110 m para alguns quilômetros, o padrão observado para populações de *B. eriospatha* de floresta pode se tornar agregado, já que esse tipo de habitat se encontra fragmentado na paisagem (ver Capítulo II). Ou seja, o padrão de distribuição espacial de uma espécie é sempre dependente da escala de análise, pois processos diferentes agem sobre escalas espaciais diferentes (RICKLEFS, 2003).

3.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Existem diferenças marcantes entre a população de campo e a população de floresta de *B. eriospatha* quanto a estrutura demográfica, o tamanho de indivíduos, o potencial reprodutivo e a distribuição espacial das populações.

Por não apresentarem recrutamento de indivíduos jovens, ambas as populações correm sérios riscos de declínio populacional e conseqüentemente de extinção local, sendo que a população de campo vem sofrendo uma ameaça mais intensa que a população de floresta.

O sombreamento exercido pelas copas de espécies presentes nos estratos superiores da floresta aparentemente não impede que sementes de *B. eriospatha* germinem e sobrevivam nesse ambiente.

Na população de floresta os indivíduos mais altos tendem a ter uma maior probabilidade de serem reprodutivos, enquanto que na população de campo esse padrão não foi observado. Isso evidencia a existência de uma forte influência do ambiente no potencial reprodutivo das populações de *B. eriospatha*, sendo que a disponibilidade de luz é possivelmente um dos fatores mais importantes.

A população de *B. eriospatha* de campo aberto está mais sujeita à um processo de agregação que a população de floresta. Esse processo pode ser determinado por restrições impostas pelo ambiente que eleva as taxas de mortalidade de indivíduos senescentes em trechos de habitat menos favoráveis no campo. Já na população de floresta, parecem existir mecanismos que reduzem a agregação de indivíduos e favorecem a distribuição aleatória.

Com o presente estudo foi possível caracterizar e comparar quanto a estrutura demográfica e a distribuição espacial duas populações de *B. eriospatha* que ocorrem em paisagens contrastantes no Planalto Serrano de Santa Catarina. No futuro, espera-se que novos estudos abordem escalas mais amplas de análise da distribuição espacial do *B. eriospatha*. Estudos de longo prazo da dinâmica demográfica e da fenologia em ambos os ambientes de ocorrência da espécie podem esclarecer melhor pontos não completamente elucidados.

3.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

As referências bibliográficas deste capítulo encontram-se no capítulo VI.

4. CAPÍTULO IV – MORFOLOGIA DE FRUTOS DE *Butia eriospatha* EM DUAS PAISAGENS COM OCORRÊNCIA NATURAL: CAMPO E FLORESTA

4.1. INTRODUÇÃO

Para que mudanças evolutivas e adaptativas em espécies de organismos vivos possam ocorrer, a variabilidade fenotípica entre indivíduos é essencial. A seleção natural, uma das forças evolutivas atuantes nos processos de adaptação, não opera se não existem diferenças fenotípicas entre indivíduos (ALLENDORF e LUIKART, 2007), e o mesmo vale para as seleções artificiais associadas à domesticação e ao melhoramento de plantas.

Populações de quase todas as espécies de organismos vivos, que ocorrem em distintos locais, normalmente apresentam diferenças perceptíveis para muitos atributos fenotípicos (ALLENDORF e LUIKART, 2007). Essas diferenças são atribuídas à causas genéticas, ambientais, de interação entre as duas causas (FUTUYMA, 2005), além de causas epigenéticas (JABLONKA e LAMB, 2005).

As diferenças fenotípicas observadas em populações naturais de plantas, por exemplo, podem ser caracterizadas por meio de descritores morfológicos (FRANCO e HIDALGO, 2003), o que permite a determinação de grupos taxonômicos, o desenvolvimento de programas de melhoramento genético, avaliações de respostas à estímulos ambientais ou mesmo estudos evolutivos.

Dentro desse contexto, considerando que muitas espécies da família Arecaceae (palmeiras) apresentam papéis ecológicos extremamente importantes nos ecossistemas neotropicais (ANDREAZZI et al., 2009), e que também exibem grandes potenciais de uso para os seres humanos (MACÍA et al., 2011), é imprescindível que se caracterize tais recursos e se produza informações acerca das diferenças observadas entre indivíduos e populações, principalmente para características de interesse.

A espécie *Butia eriospatha*, por exemplo, é considerada uma importante fonte de alimento para os animais frugívoros presentes na sua região de ocorrência (NAZARENO e REIS, 2012) – Planalto Serrano do Sul do Brasil – além de possuir múltiplos usos para os seres humanos. Suas folhas foram largamente exploradas para a fabricação da crina vegetal ao longo de décadas no século passado (BONDAR, 1964). Seu porte e beleza cênica a tornam nacionalmente e internacionalmente admirada como planta ornamental (NAZARENO e REIS, 2013-b). Seus

frutos – que se destacam pelos teores de antioxidantes, vitamina C e carotenoides (SGANZERLA, 2010) – são apreciados localmente na região serrana de Santa Catarina para o consumo *in natura*, para a fabricação de geleias, sucos, doces, ou para dar sabor à aguardentes (BOURSCHEID, 2011). Até mesmo suas sementes, que apresentam elevados teores de fibras, carboidratos e lipídios (SGANZERLA, 2010) são apreciadas e consumidas.

Entretanto, apesar da sua importância, a espécie *B. eriospatha* se encontra extremamente ameaçada de extinção (NAZARENO, 2013), e muito pouco se sabe quanto à variação fenotípica existente para a morfologia de frutos dentro e entre suas populações, sobretudo para populações que ocorrem sob a cobertura de florestas com araucárias (ver Capítulo II).

Para que se aprimore a conservação e o uso sustentável desse recurso, a disponibilização de informações de qualidade sobre características dos frutos é fundamental (MISTURA et al., 2015). Esforços no sentido de padronizar as informações geradas sobre a morfologia de frutos de *Butia odorata* foram despendidos por MISTURA et al. (2015), que criaram um guia de descritores para a espécie. Esses descritores podem ser replicados e adaptados para outras espécies do gênero *Butia*.

Nesse sentido, este capítulo tem como objetivo caracterizar e comparar a capacidade produtiva de cachos e a morfologia de frutos de *B. eriospatha* provenientes de duas paisagens distintas de ocorrência da espécie: o campo e a floresta.

4.2. HIPÓTESES

- 1) Existe grande variação nas características fenotípicas de plantas de *B. eriospatha* em ambas as paisagens estudadas
- 2) Existem diferenças fenotípicas significativas para características morfológicas de frutos de *Butia eriospatha* entre populações que estão sob cobertura de floresta e populações que estão em campos abertos.

4.3. OBJETIVOS

4.3.1. Objetivo geral

Estudar a produtividade e a morfologia de frutos maduros de *Butia eriospatha* em populações de campo e de floresta com araucárias.

4.3.2. Objetivos específicos

Caracterizar a produtividade de cachos de indivíduos de *B. eriospatha* em uma população de campo e em uma população de floresta;

Caracterizar a morfologia de frutos maduros de *B. eriospatha* em uma população de campo e em uma população de floresta;

Verificar as possíveis diferenças existentes entre as populações de campo e de floresta quanto à morfologia de frutos maduros.

4.4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.4.1. Local de estudo

Na caracterização da produtividade de cachos e morfologia de frutos do *Butia eriospatha* foram utilizadas as mesmas áreas de campo (coordenadas: 27°11'40" S; 50° 37' 04" O) e de floresta (coordenadas: 27°12'91" S; 50° 35'36" O), descritas no Capítulo II e III desta dissertação. Para maiores detalhes das áreas, ver os Capítulos II e III.

4.4.2. Amostragem e mensurações

Foram amostrados de maneira aleatória 32 indivíduos reprodutivos em ambiente de campo e 30 indivíduos reprodutivos em ambiente de floresta. O DAP (diâmetro à altura de 1,30 m) e a altura de todos os indivíduos reprodutivos amostrados para este estudo foram mensurados.

Todos os indivíduos do ambiente de campo se encontravam dentro da parcela de campo de aproximadamente cinco hectares, descrita no Capítulo III. Para a população de floresta, foram encontrados apenas 22 indivíduos com frutos maduros dentro da parcela de floresta no momento das coletas. Para completar a amostragem, oito indivíduos foram aleatoriamente selecionados no entorno da parcela, porém ainda dentro do mesmo fragmento de floresta (ver Capítulo II), o que totalizou em 30 indivíduos para esse ambiente. Os indivíduos reprodutivos amostrados no ambiente de floresta, mas fora da parcela, receberam a denominação de "FORA".

Foram realizadas quatro visitas às populações entre os meses de outubro de 2015 e março de 2016 para que o número total de cachos de frutos na população (N_C), bem como o número médio de cachos por indivíduo reprodutivo na população (N_{CM}), pudessem ser levantados. Considerou-se todos os cachos que apresentavam frutos imaturos e maduros dentro do período avaliado.

Com o auxílio de uma escada e um podão, após detectado o período de maturação dos frutos de cada indivíduo reprodutivo, coletou-se 40 frutos maduros por indivíduo na população de campo (Figura 26 – A), totalizando 1.280 frutos na população; e de 31 a 40 frutos por indivíduo na população de floresta (Figura 26 – B), o que totalizou 1.168 frutos nessa população. No total foram amostrados e avaliados 2.448 frutos maduros. Para se certificar de que os frutos estavam

realmente maduros, durante a coleta e as mensurações, os frutos foram degustados.



Figura 26. **A** – Coleta de frutos em ambiente de campo; **B** – Coleta de frutos em ambiente de floresta. **Fotos:** Rossana M. Borelli.

Após coletados, os frutos foram acondicionados em bolsas plásticas e transportados em uma caixa térmica até uma sala na Universidade Federal de Santa Catarina – Campus Curitibanos, onde foram realizadas as mensurações. O máximo diâmetro e o comprimento dos frutos foram medidos com o auxílio de um paquímetro (Figura 27 – B e D). O peso dos frutos e o peso dos pirênios foram avaliados com uma balança semi-analítica com precisão de 0,01 g (Figura 27 – C). O peso dos pirênios foi avaliado imediatamente após a remoção de toda a polpa dos frutos.

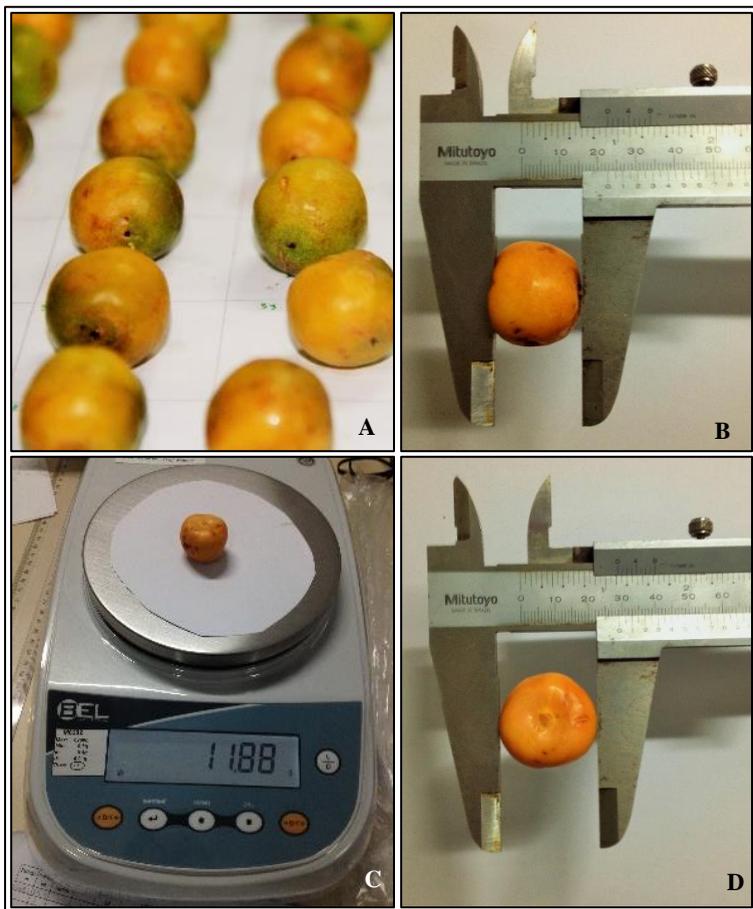


Figura 27. A – Frutos organizados para as medições; B – mensuração do comprimento do fruto; C – avaliação do peso do fruto; D – mensuração no máximo diâmetro do fruto. **Fotos:** Rafael Candido Ribeiro.

A forma dos frutos foi classificada a partir de um gabarito de quatro formas distintas (MISTURA et al., 2015), criado para a espécie *Butia odorata*, mas adaptado para o *B. eriospatha* (Figura 28).

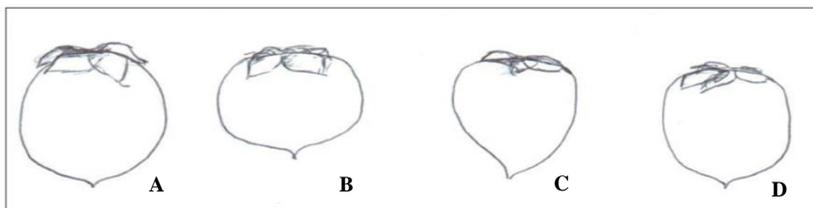


Figura 28. Gabarito para a forma dos frutos. **A** – Forma “arredondado”; **B** – forma “achatado nos polos”; **C** – forma “ovalado”; **D** – forma “retangular” (adaptado de MISTURA et al., 2015).

Para a classificação das cores dos frutos, utilizou-se o gabarito de cores Munsell Color Charts for Plant Tissues (MUNSELL COLOR, 1977) (Figura 29).

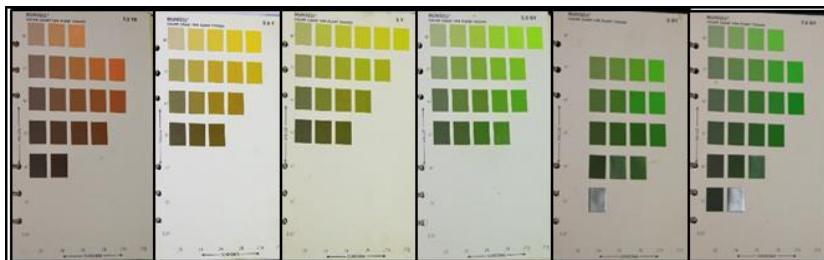


Figura 29. Gabarito de cores Munsell Color Charts for Plant Tissues.

Além das mensurações diretas, também foram estimados, a partir dos dados do peso de fruto e peso do pirênio, o peso da polpa por fruto (g) e a proporção de polpa por fruto, por meio de: $P_{ij} = F_{ij} - S_{ij}$ e, $PF_{ij} = \left(\frac{P_{ij}}{F_{ij}}\right)$, respectivamente, onde i representa o indivíduo reprodutivo, j representa o fruto, P é o peso da polpa (g), F é o peso do fruto (g), S é o peso do pirênio (g) e PF é a proporção de polpa por fruto.

4.4.3. Análise dos dados morfológicos

Calculou-se as estatísticas descritivas para todas as variáveis levantadas. Os dados quantitativos contínuos obtidos (máximo diâmetro dos frutos, comprimento dos frutos, peso dos frutos, peso dos pirênios e peso da polpa e proporção de polpa por fruto) foram submetidos ao teste de Bartlett para a verificação da homogeneidade de suas variâncias, utilizando-se o software R - v. 3.3.0 (R CORE TEAM, 2016). No caso de variâncias não homogêneas foram empregados testes não paramétricos.

Para cada uma das variáveis contínuas avaliadas, em cada população, criou-se uma nova distribuição a partir de 10.000

reamostragens *bootstrap*, o que permitiu a construção de intervalos de confiança, utilizados na comparação entre as populações de campo e de floresta. As diferenças foram testadas a partir de 99% dos valores centrais das novas distribuições. Para essas análises utilizou-se o software R - v. 3.3.0 (R CORE TEAM, 2016).

As variáveis contínuas também foram apresentadas em gráficos *box plots* para cada indivíduo amostrado (Krzywinski e Altman, 2014), o que permite a visualização de como os dados variam e se distribuem dentro de indivíduos e dentro de populações. Os limites das caixas (*box plots*) apresentadas nos gráficos para cada indivíduo representam o intervalo interquartil dos dados (limites do 1º e 3º quartil) dentro de cada indivíduo, com a mediana representada pela linha preta dentro de cada caixa. A barra pontilhada fora da caixa representa o limite mínimo (1º quartil - 1,5 x intervalo interquartil) e máximo (3º quartil + 1,5 x intervalo interquartil) mais provável para aquele conjunto de dados. Os pontos apresentados fora das barras pontilhadas são valores genuinamente medidos nos frutos e, portanto, foram considerados nos cálculos da média e das medidas de dispersão de cada variável, entretanto, são considerados *outliers* potenciais, pois destoam do padrão apresentado pelo conjunto de dados do indivíduo.

Para avaliar a relação entre as variáveis mesuradas dentro de cada população aplicou-se uma análise de correlação de Spearman, utilizando-se o software PAST 3.07 (HAMMER et al., 2001).

4.5. RESULTADOS

4.5.1. Morfologia dos frutos de *B. eriospatha*

Para a caracterização da morfologia dos frutos de *Butia eriospatha* das populações de campo e de floresta foram amostrados de maneira aleatória, respectivamente, 32 e 30 indivíduos reprodutivos. No total foram coletados e avaliados 2.448 frutos, sendo 1.280 frutos da população de campo (40 frutos por matriz) e 1.168 frutos da população de floresta (de 31 a 40 frutos por matriz) (Tabela 13).

O número de cachos com frutos (imaturos e maduros) verificados durante a temporada reprodutiva de 2015/2016 nos indivíduos reprodutivos amostrados foi 101 para a população de campo, o que representa 3,16 cachos de frutos por planta, com indivíduos apresentando entre 1 e 5 cachos. Na população de floresta foram verificados 60 cachos de frutos nos indivíduos reprodutivos amostrados, o que representa uma média de 2 cachos por planta, com indivíduos apresentando entre 1 e 4 cachos (Tabela 13).

Tabela 13. Parâmetros calculados para a morfologia dos frutos de *Butia eriostpatha* das populações de campo e de floresta.

Parâmetros	Populações		
	Campo	Floresta	
N_M	32	30	
N_C	101	60	
N_{CM}	3,16	2,00	
N_F	1.280	1.168	
\bar{N}_F	40	39	
Altura média dos ind. reprodutivos (m)	5,49	6,25	
DAP médio dos ind. reprodutivos (cm)	32,14	34,71	
Forma mais frequente (freq. relativa)	B (43%)	B (37%)	
Cor mais frequente (freq. relativa)	2.5Y 8/10 (45%)	2.5Y 8/10 (36%)	
Peso do Fruto (g)	Média \pm S	6,94 ^a \pm 1,93	6,57 ^b \pm 2,12
	Amplitude (mín - máx)	2,63 - 14,88	2,32 - 17,32
	IC (99%)	6,80 - 7,08	6,41 - 6,73
	CV (%)	28%	32%
Máx. Diâm. Fruto (cm)	Média \pm S	2,32 ^a \pm 0,24	2,25 ^b \pm 0,27
	Amplitude (mín - máx)	1,69 - 3,19	1,49 - 3,31
	IC (99%)	2,30 - 2,33	2,23 - 2,27
	CV (%)	10%	12%
Comp. Fruto (cm)	Média \pm S	1,97 ^b \pm 0,21	2,05 ^a \pm 0,21
	Amplitude (mín - máx)	1,36 - 2,53	1,22 - 2,76
	IC (99%)	1,95 - 1,98	2,03 - 2,07
	CV (%)	11%	10%
Peso do Pirênio (g)	Média \pm S	1,54 ^b \pm 0,51	1,89 ^a \pm 0,59
	Amplitude (mín - máx)	0,47 - 3,47	0,69 - 4,53
	IC (99%)	1,50 - 1,58	1,84 - 1,93
	CV (%)	33%	31%
Peso da Polpa (g)	Média \pm S	5,40 ^a \pm 1,54	4,68 ^b \pm 1,78
	Amplitude (mín - máx)	2,08 - 12,64	1,37 - 14,63
	IC (99%)	5,29 - 5,51	4,55 - 4,82
	CV (%)	28%	38%
Proporção Polpa/Fruto	Média \pm S	0,78 ^a \pm 0,04	0,70 ^b \pm 0,07
	Amplitude (mín - máx)	0,64 - 0,87	0,43 - 0,88
	IC (99%)	0,78 - 0,78	0,70 - 0,71
	CV (%)	5%	9%

N_M : Número de indivíduos reprodutivos amostrados; N_C : número de cachos com frutos (ímaturos e maduros) verificados para os indivíduos reprodutivos amostrados; N_{CM} : número médio de cachos de frutos por indivíduo reprodutivo; N_F : número de frutos amostrados por população; \bar{N}_F : número médio de frutos amostrados por indivíduo reprodutivo. **IC**: intervalo de confiança construído a partir de 10.000 reamostragens *bootstrap*. As letras **a** e **b** representam as diferenças verificadas entre populações.

O formato de fruto mais frequente para ambas as populações foi o “achatado nos polos” (B), com 43% de frequência relativa para a população de campo e 35% para a população de floresta. A segunda forma de fruto mais frequente na população de campo foi a “retangular”, com 23% de frequência relativa, e na população de floresta foi a “arredondada”, com 25% de frequência relativa (Figura 30).

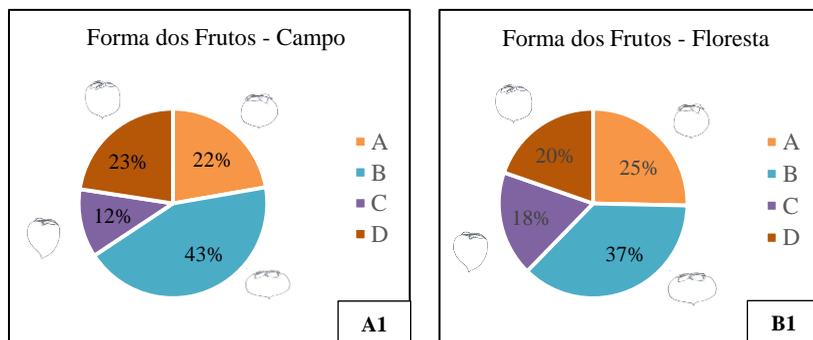


Figura 30. A1 – Frequências relativas das formas de fruto na população de campo. B1 – Frequências relativas das formas de fruto na população de floresta. A: forma “arredondada”; B: forma “achatada nos polos”; C: forma “ovalada”; D: forma “retangular” (adaptado de MISTURA et al., 2015).

No total, foram observadas 30 cores distintas de frutos maduros na população de campo, com indivíduos apresentando até 15 cores em um mesmo cacho. Na população de floresta foram observadas 25 cores de frutos maduros, com indivíduos apresentando até 11 cores em um mesmo cacho. A variação de cor dos frutos maduros observada dentro e entre os cachos ficou sempre entre distintos tons de verde, amarelo e alaranjado.

De uma maneira geral, as cores dos frutos maduros variaram entre “Willow Green” (2.5GY 6/6) e “Sage Green” (5GY 7/8) para os que apresentavam tons de verde, e entre “Moderate Yellow” (2.5Y 7/6) e “Apricot” (7.5YR 7/8) para os frutos que apresentavam tons amarelados e alaranjados. A cor de fruto mais frequente, tanto na população de campo quanto de floresta, foi a “2.5Y 8/10” (“Chrome Yellow”), com 45% e 36% de frequência relativa, respectivamente (Figura 31).

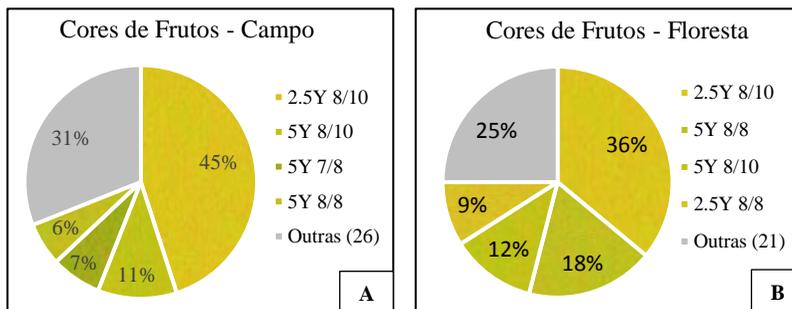


Figura 31. A – Frequências relativas das quatro cores mais frequentes na população de campo; B – Frequências relativas das quatro cores mais frequentes na população de floresta. As cores observadas nos gráficos são as cores reais dos frutos.

A população de campo apresentou uma média de 6,94 g para o peso dos frutos, variando entre 2,63 g e 14,88 g e com desvio padrão de 1,93 g, o que representa uma variação de 28% com relação à média. Os frutos da população de floresta apresentaram uma média de 6,57 g, variando entre 2,32 g e 17,32 g e com desvio padrão de 2,12 g, o que representa uma variação de 32% com relação à média (Tabela 13). Observou-se uma diferença significativa ($p < 0,01$) entre a população de campo e de floresta para a média da variável peso dos frutos (Figura 32), sendo que a população de campo apresentou valor superior.

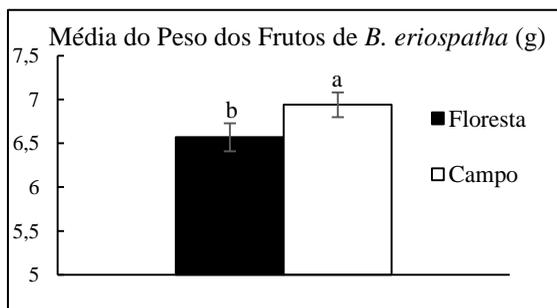


Figura 32. Média do peso dos frutos de *B. eriospatha* em gramas. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens *bootstrap* em cada população ($p < 0,01$).

Ao se analisar como as características avaliadas se distribuem dentro de cada indivíduo reprodutivo, observa-se grande variação entre e dentro de indivíduos.

Para o peso dos frutos, o indivíduo “F11-3” apresentou a menor média dentre todos 32 indivíduos analisados na população de campo, com 3,45 g de média e valores variando entre 2,67 g e 4,31 g. Já o indivíduo “L7-1” apresentou os frutos mais pesados da população, com 11,71 g de média e valores variando entre 8,68 g e 14,88 g. Na Figura 33 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

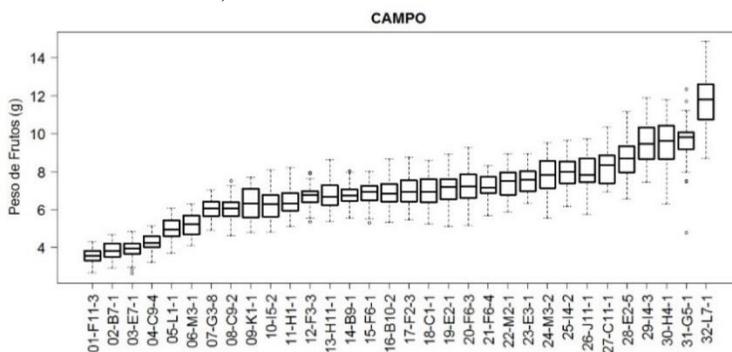


Figura 33. *Box plot* da distribuição dos pesos dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Para a população de floresta, ao se separar o peso dos frutos em cada indivíduo reprodutivo, observa-se que o indivíduo “B8-2” apresentou os frutos menos pesados dentre os 30 indivíduos amostrados, com média de 3,16 g, variando entre 2,32 g e 4 g. o indivíduo com os frutos mais pesados na população de floresta foi o “F8-2”, com média de 13,50 g, com valores variando entre 8,97 g e 17,32 g. Na Figura 34 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

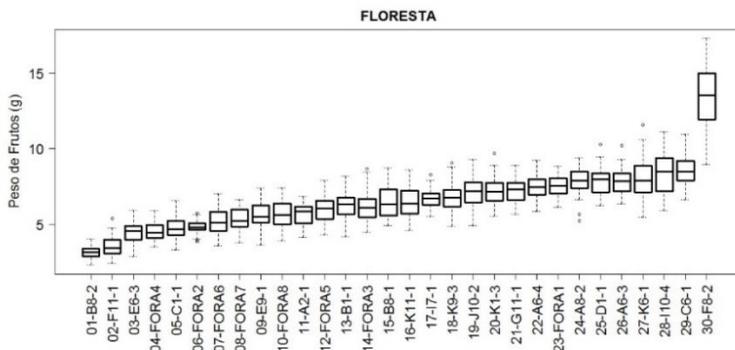


Figura 34. Box plot da distribuição do peso dos 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Com relação ao máximo diâmetro dos frutos, a população de campo apresentou uma média de 2,32 cm, com valores variando entre 1,69 cm e 3,19 cm e com desvio padrão de 0,24 cm, o que representa um desvio médio em torno da média de apenas 10% (Tabela 13). Na população de floresta, o máximo diâmetro médio dos frutos foi de 2,25 cm, variando entre 1,49 cm e 3,31 cm e com desvio padrão de 0,27 cm, o que representa um desvio médio em torno da média de 12%, sendo levemente superior ao observado na população de campo (Tabela 13).

Observou-se uma diferença significativa ($p < 0,01$) entre as duas populações para a média da variável máximo diâmetro de frutos, sendo que a população de campo se mostrou superior (Figura 35).

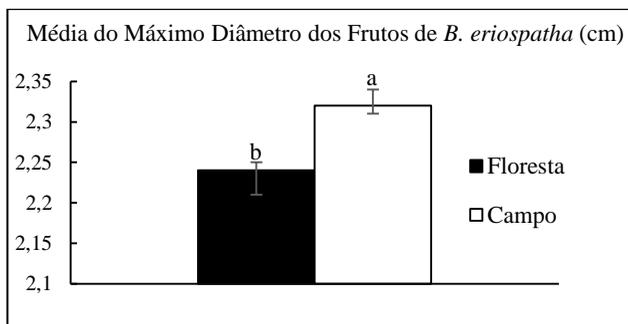


Figura 35. Média do máximo diâmetro dos frutos de *B. eriospatha* em centímetros. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens *bootstrap* em cada população ($p < 0,01$).

Ao se distribuir os valores medidos de máximo diâmetro de fruto para cada indivíduo reprodutivo amostrado, observa-se uma média de 1,85 cm para o indivíduo com os menores frutos em diâmetro da população de campo (C9-4), com valores variando entre 1,69 cm e 2 cm. Os maiores frutos em diâmetro foram observados no indivíduo “L7-1”, que apresentou uma média de 2,82 cm, com valores entre 2,57 cm e 3,19 cm. Na Figura 36 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

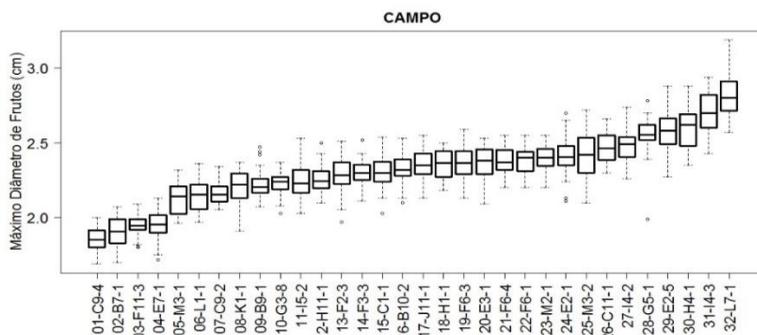


Figura 36. *Box plot* da distribuição do máximo diâmetro dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Para a população de floresta observa-se que o indivíduo “B8-2” apresenta uma pequena variação quanto ao máximo diâmetro do fruto quando em comparação com os outros indivíduos na população. O indivíduo “B8-2” também apresentou os menores valores para essa variável, com média de 1,68 cm, variando entre 1,52 cm e 1,82 cm. O indivíduo “F8-2” apresentou os maiores valores para a variável máximo diâmetro dos frutos, com média de 3,05 cm e valores variando entre 2,64 cm e 3,31 cm. Na Figura 37 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

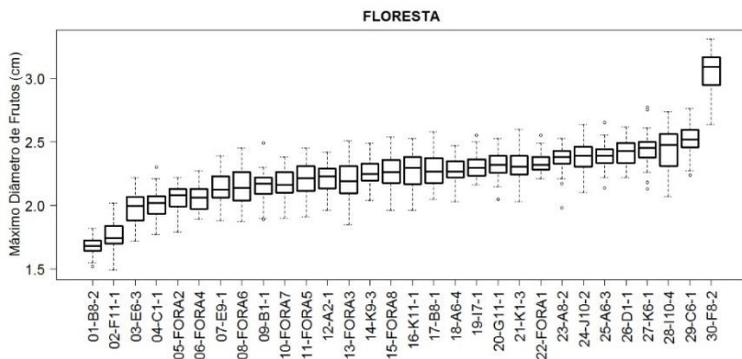


Figura 37. *Box plot* da distribuição do máximo diâmetro dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Para a variável comprimento do fruto (cm), a população de campo apresentou uma média de 1,97 cm, com valores variando entre 1,36 cm e 2,53 cm, e com desvio padrão de 0,21 cm. O desvio médio em torno da média ficou em 11%, representando uma baixa variação (Tabela 13).

Na população de floresta, o comprimento médio dos frutos foi de 2,05 cm, variando entre 1,22 cm e 2,76 cm e com desvio padrão de 0,21 cm, indicando uma variação média de 10% em torno da média, ou seja, ainda menos acentuada que a observada na população de campo (Figura 38).

Houve diferença significativa entre populações para a variável comprimento dos frutos, sendo que, diferentemente das variáveis apresentadas anteriormente, a população de floresta foi, na média, superior à população de campo ($p < 0,01$) (Figura 38).

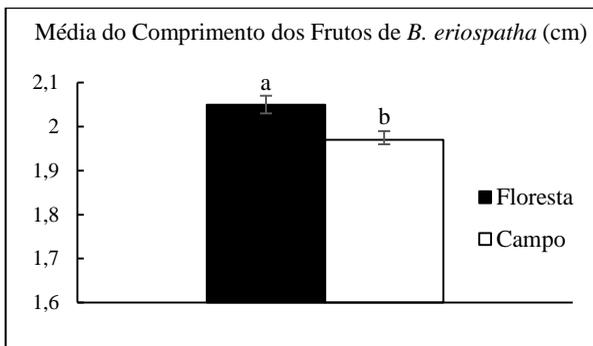


Figura 38. Média do comprimento dos frutos de *B. eriospatha* em centímetros. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens *bootstrap* em cada população ($p < 0,01$).

Com a variável comprimento dos frutos distribuída entre os indivíduos reprodutivas da população de campo foi possível observar que apesar de apresentar uma grande variação nos valores medidos (mínimo: 1,36 cm e; máximo: 1,76 cm), na média o indivíduo “E7-1” apresentou o menor valor (1,54 cm). O indivíduo “L7-1” apresentou os a maior média de comprimento do fruto na população de campo (2,33 cm), com valores variando entre 2 cm e 2,53 cm. Na Figura 39 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

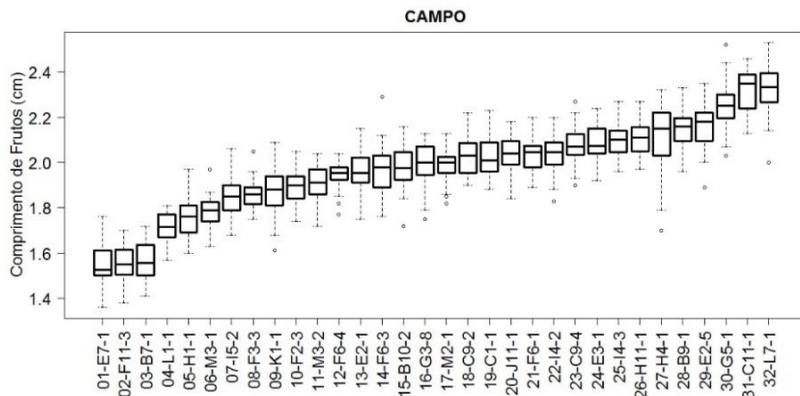


Figura 39. *Box plot* da distribuição do comprimento dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Para a população de floresta, o indivíduo com o menor comprimento médio de fruto foi o “B8-2” (1,70 cm), com valores variando entre 1,55 cm e 1,82 cm. O indivíduo “F8-2” foi o que apresentou a maior média dentro da população de floresta (2,38 cm), com valores variando entre 2,13 cm e 2,76 cm. Na Figura 40 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

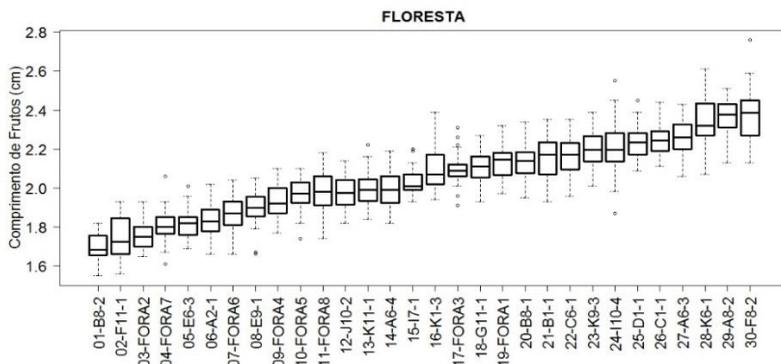


Figura 40. Box plot da distribuição do comprimento dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Com relação à variável peso dos pirênios (g), a população de campo apresentou uma média de 1,54 g com valores variando entre 0,47 g e 3,47 g e com desvio padrão de 0,51 g, o que representa uma variação média em torno da média de 33% (Tabela 13). O peso médio dos pirênios na população de floresta foi de 1,89 g, variando entre 0,69 g e 4,53 g e com desvio padrão de 0,59 g, o que equivale à uma variação média em torno da média de 31% (Tabela 13).

Houve diferença significativa entre as populações de campo e de floresta quanto à média do peso dos pirênios, sendo que a população de floresta foi superior ($p < 0,01$) (Figura 41).

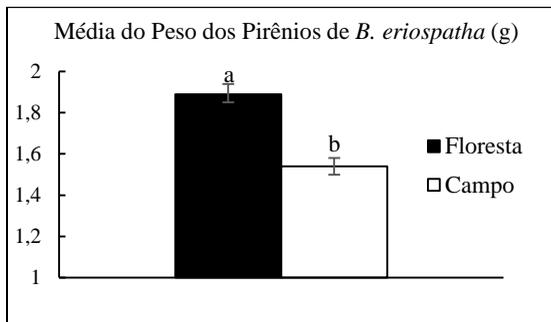


Figura 41. Média do peso dos pirênios de *B. eriospatha* em gramas. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens *bootstrap* em cada população ($p < 0,01$).

Ao se distribuir os valores obtidos para o peso dos pirênios em cada um dos indivíduos reprodutivos amostrados na população de campo, observa-se que o indivíduo “B7-1” apresentou a menor média (0,70 g), com valores variando entre 0,47 g e 1,04 g. O indivíduo “H4-1” apresentou a maior média da população (2,68 g) e uma grande variação nos dados (entre 1,23 g e 3,47 g). Na Figura 42 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

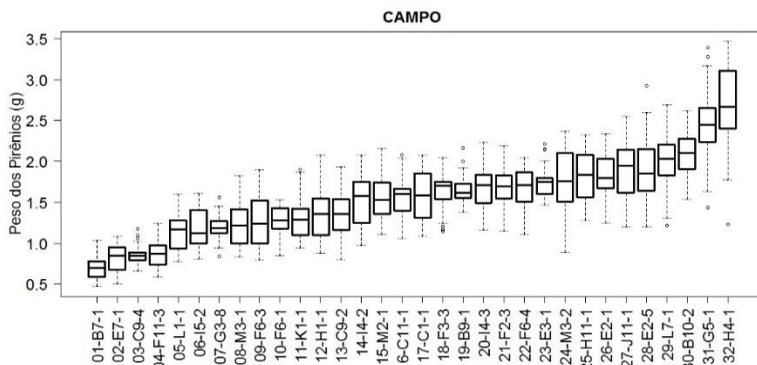


Figura 42. *Box plot* do peso dos pirênios dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude

total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Na população de floresta o menor peso médio dos pirênios por indivíduo foi observado no indivíduo “B8-2”, com 1,26 g e valores variando entre 0,91 g e 1,75 g. A maior média para a mesma variável na população de floresta foi observada no indivíduo “I10-4”, com 3,11 g e valores entre 2,06 g e 4,53 g. Na Figura 43 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

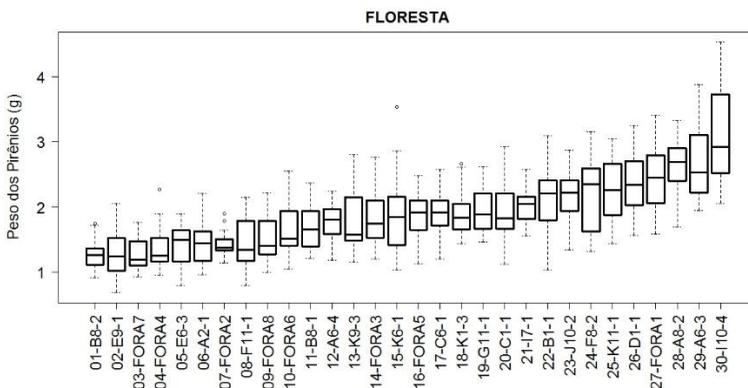


Figura 43. *Box plot* do peso dos pirênios dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Para a variável peso da polpa dos frutos, a população de campo apresentou uma média de 5,40 g, com valores entre 2,08 g e 12,64 g e um desvio padrão de 1,54 g, o que representa uma variação média em torno da média de 28%. Na população de floresta, a média para o peso polpa foi de 4,68 g, com valores variando entre 1,37 g e 14,63 g e com desvio padrão de 1,78 g, o que representa uma variação média de 38%, sendo bem superior à observada para a população de campo (Tabela 13).

Houve diferença significativa ($p < 0,01$) entre a população de campo e a população de floresta para a variável peso da polpa dos frutos, sendo que, na média, a população de campo foi superior (Figura 44). Média do peso da polpa de *B. eriospatha* em gramas. Os

intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens *bootstrap* em cada população ($p < 0,01$).

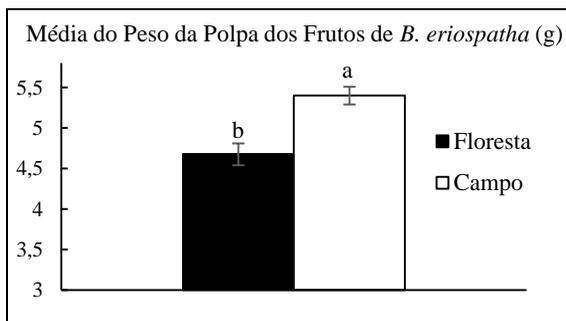


Figura 44. Média do peso da polpa de *B. eriospatha* em gramas. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens *bootstrap* em cada população ($p < 0,01$).

Ao se distribuir os valores obtidos para o peso da polpa dos frutos em cada um dos indivíduos reprodutivos amostrados na população de campo, observa-se que o indivíduo “F11-3” apresentou a menor média (2,68 g), com valores variando entre 2,08 g e 3,18 g. O indivíduo “L7-1” apresentou a maior média da população com 9,72 g e valores variando entre 7,46 g e 12,46 g. Na Figura 45 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

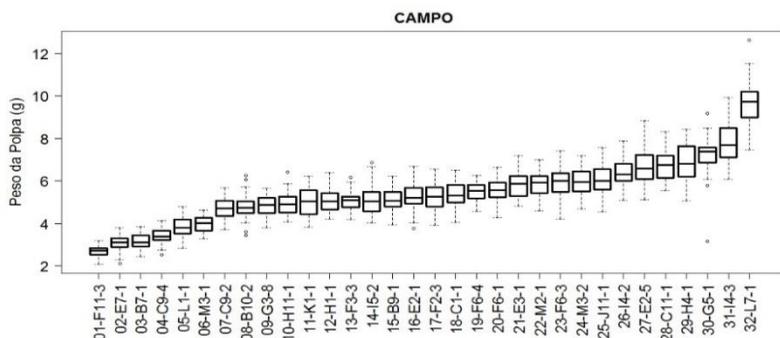


Figura 45. *Box plot* do peso da polpa dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude

total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Para a população de floresta, o indivíduo com o menor peso de polpa médio foi o “B8-2”, com 1,90 g e valores variando entre 1,37 g e 2,63 g. O indivíduo “F8-2” foi o que apresentou a maior média dentro da população de floresta, com 11,32 g e valores variando entre 7,5 g e 14,63 g (Figura 46).

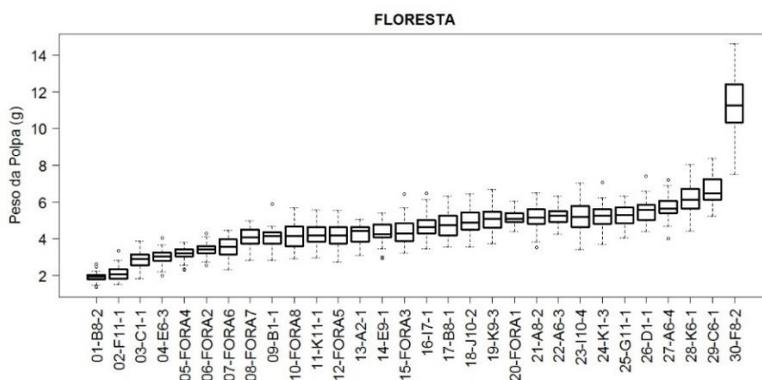


Figura 46. *Box plot* do peso da polpa dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Com relação à proporção polpa/fruto, a população de campo apresentou uma média de 0,78, com valores variando entre 0,64 e 0,87 e desvio padrão de 0,04, o que representa uma variação de 5% em torno da média. A população de floresta apresentou uma média de 0,70 para a proporção polpa/fruto, com valores variando entre 0,43 e 0,88 e desvio padrão de 0,07, o que representa uma variação média de 9% em torno da média (Tabela 13).

Houve diferença significativa entre as duas populações estudadas para média da proporção polpa/fruto ($p > 0,01$), sendo que a população de campo foi superior (Figura 47).

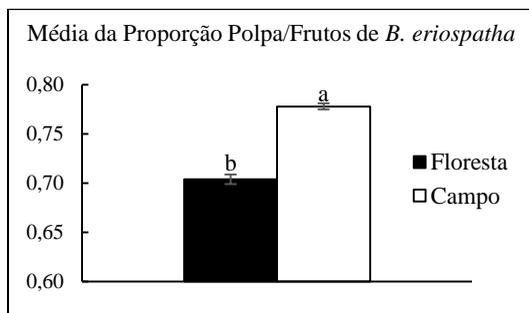


Figura 47. Média da proporção polpa/fruto de *B. eriospatha* em gramas. Os intervalos de confiança foram construídos a partir de 10.000 reamostragens *bootstrap* em cada população ($p < 0,01$).

Ao se separar os dados de proporção polpa/fruto por indivíduo reprodutivo amostrado, observou-se na população de campo que o indivíduo “B10-2” apresentou, na média, a menor proporção da população, com 0,70 e valores variando entre 0,64 e 0,75. O maior valor médio para a proporção polpa/fruto na população de campo foi observado no indivíduo “L7-1”, com média de 0,83 e valores variando entre 0,80 e 0,83. Na Figura 48 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

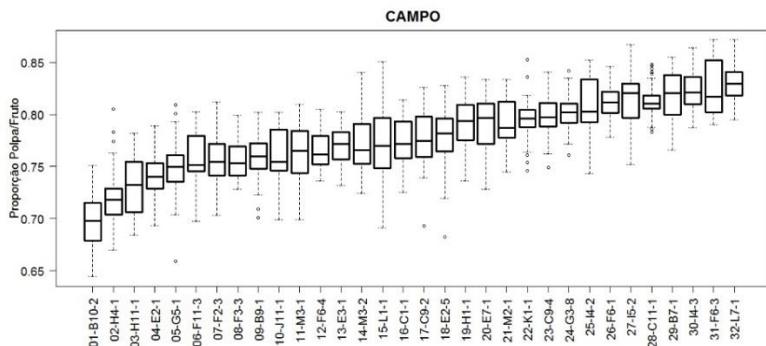


Figura 48. *Box plot* da proporção polpa/fruto dos 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de campo. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

Para a população de floresta, a menor proporção polpa/fruto média foi observada no indivíduo “C1-1”, com 0,59 e valores variando entre 0,43 e 0,68. O indivíduo “F8-2” apresentou a maior proporção polpa/fruto média para a população de floresta, com 0,84 e valores variando entre 0,79 e 0,88. Na Figura 49 são apresentados os resultados do *Box plot* para os valores encontrados por matriz (*Box plot* não apresenta média, mas sim mediana e intervalos associados).

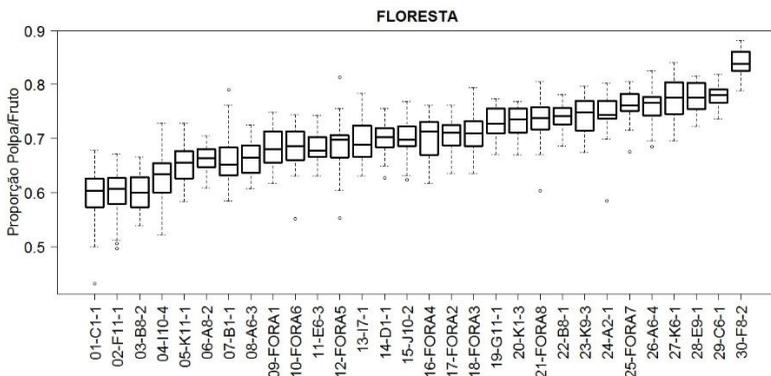


Figura 49. *Box plot* para a proporção polpa/fruto dentre 31 a 40 frutos avaliados por indivíduo reprodutivo na população de floresta. Os limites de cada caixa indicam o primeiro e o terceiro quartil, e a linha dentro de cada caixa indica a mediana para cada indivíduo. Os limites das barras pontilhadas representam a amplitude total observada para cada indivíduo (pontos externos aos limites são considerados *outliers* potenciais, quando presentes).

4.5.2. Correlações entre variáveis

Nenhuma das variáveis contínuas mensuradas apresentou homogeneidade de variâncias, para ambas as populações. Portanto, os dados foram submetidos à correlação não paramétrica de Spearman para se verificar a relação entre variáveis.

A variável “proporção polpa/fruto” não apresentou uma correlação significativa com a variável “comprimento de fruto” em ambas as populações ($p > 0,05$) (Tabela 14). Na população de campo, a correlação entre a variável “proporção polpa/fruto” e o “máximo diâmetro do fruto” também não se mostrou significativa. Para todas as outras combinações entre variáveis houve correlação significativa em ambas as populações (Tabela 14).

Entre as correlações positivas observadas destacam-se, em ambas as populações, as correlações “peso do fruto” X “peso da polpa”, com

valores da Correlação de Spearman (r_s) de 0,98 ($p < 0,001$) e de 0,96 ($p < 0,001$) para as populações de campo e de floresta, respectivamente, além de “peso do fruto” X “máximo diâmetro do fruto” com 0,94 ($p < 0,001$) em ambas as populações.

Tanto para a população de campo quanto para a população de floresta a variável “peso do pirênio” se correlacionou negativamente com a variável “proporção polpa/fruto”, sendo -0,57 ($p < 0,001$) e -0,39 ($p < 0,001$) em cada ambiente, respectivamente (Tabela 14).

A correlação significativa mais fraca observada em ambos os ambientes foi entre as variáveis “peso do fruto” e “proporção polpa/fruto”, sendo -0,07 ($p < 0,05$) para o ambiente de campo e 0,23 ($p < 0,001$) para o ambiente de floresta (Tabela 14).

Tabela 14. Correlação de Spearman (r_s) entre variáveis contínuas mensuradas para os frutos das populações de campo e de floresta.

	Peso do Fruto	Máx. Diâm. do Fruto	Comp. do Fruto	Peso do Pirênio	Peso da Polpa	Prop. Polpa/fruto
Peso do Fruto		0,94 ^{***}	0,76 ^{***}	0,76 ^{***}	0,96 ^{***}	0,23 ^{***}
Máx. Diâm. do Fruto	0,94 ^{***}		0,68 ^{***}	0,69 ^{***}	0,91 ^{***}	0,27 ^{***}
Comp. do Fruto	0,74 ^{***}	0,63 ^{***}		0,69 ^{***}	0,69 ^{***}	0,04 ^{ns}
Peso do Pirênio	0,82 ^{***}	0,75 ^{***}	0,61 ^{***}		0,56 ^{***}	-0,39 ^{***}
Peso da Polpa	0,98 ^{***}	0,93 ^{***}	0,72 ^{***}	0,70 ^{***}		0,47 ^{***}
Prop. Polpa/fruto	-0,07 [*]	-0,01 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	-0,57 ^{***}	0,11 ^{***}	

Em branco: correlações para a população de campo; em cinza: correlações para a população de floresta. ***: $p \leq 0,001$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,05$; ns: $p > 0,05$.

Na população de campo o DAP se correlacionou positivamente com o peso médio dos frutos ($r_s = 0,49$; $p < 0,01$), comprimento médio dos frutos ($r_s = 0,45$; $p < 0,01$), peso médio da polpa ($r_s = 0,52$; $p < 0,01$) e o número de cachos por planta ($r_s = 0,40$; $p < 0,05$). A altura apresentou correlação positiva somente com o comprimento médio dos frutos ($r_s = 0,46$; $p < 0,01$) e com o número de cachos por planta ($r_s = 0,46$; $p < 0,01$).

Não foram verificadas correlações significativas entre as variáveis avaliadas para frutos e a altura ou o DAP (diâmetro à 1,30 m) dos indivíduos reprodutivos de *B. eriospatha* amostrados na população de floresta.

4.6. DISCUSSÃO

As populações de *Butia eriospatha* de campo e de floresta, apresentaram diferenças importantes quanto à produtividade de cachos e quanto a todos os parâmetros analisados para morfologia de frutos maduros.

O número de médio de cachos com frutos verificados por indivíduo reprodutivo na população de campo foi superior ao observado na população de floresta. Na população de campo, considerando-se somente os indivíduos amostrados (N=32), o número de cachos por planta foi de 3,16, valor próximo ao observado por Nazareno e Reis (2012) para o número de inflorescências de *B. eriospatha* observadas em outra população de campo (2,93 inflorescências.planta⁻¹ para 2010-2011 e 3,15 inflorescências.planta⁻¹ para 2009-2010). O número de cachos observados por planta no ambiente de floresta ficou abaixo desses valores (2).

Amadeu et al. (2016) encontrou um número de 2,1 inflorescências.planta⁻¹ para uma população de *B. paraguayensis* no interior do estado de São Paulo. Soares (2013), ao estudar a espécie *B. yatay*, no Rio Grande do Sul, encontrou um número médio de cachos por planta de 4,11 para o ano de 2011 e de 4,59 para o ano de 2012. Rosa et al. (1998), ao estudarem uma população de *Butia catarinensis* no litoral de Santa Catarina observaram que em 1993 o número de cachos por planta foi de 2,24, enquanto que no ano seguinte foi de 3,08. Isso ressalta a possibilidade de variação na produção de cachos dentro de populações de *Butia* spp. de um evento reprodutivo para outro.

Assim, as populações estudadas apresentaram resultados, em termos de número de cachos por plantas, coerentes com os encontrados em outros trabalhos. Ressalta-se, no entanto, que são as primeiras informações para uma população em ambiente de floresta.

O peso médio de frutos foi significativamente superior na população de campo, porém a população de floresta apresentou uma maior amplitude de dados com relação à essa variável, bem como o fruto mais pesado (17,32 g) dentre todos os frutos mensurados no estudo (2.448 frutos), sendo este 16% superior ao fruto mais pesado observado na população de campo (14,88 g). Dentre todos os indivíduos amostrados, o que apresentou a maior média para o peso dos frutos também pertencia à população de floresta (13,50 g), sendo 15% superior ao indivíduo com a maior média da população de campo (11,71 g).

Sganzeria (2010) ao estudar a morfologia de frutos de *B. eriospatha*, verificou uma média para o peso dos frutos de 10,47 g, sendo altamente superior às médias observadas para as duas populações do presente estudo (6,94 g e 6,57 g). Entretanto, Sganzeria (2010) utilizou somente 50 frutos provenientes de um cultivo experimental e não especificou o número de indivíduos amostrados.

Ao se observar as variações existentes entre indivíduos de uma mesma população, percebe-se a importância de se considerar uma boa amostragem em estudos que visem a caracterização morfológica de frutos de *B. eriospatha*. Por exemplo, na população de floresta observou-se um indivíduo que apresentou frutos com uma média de peso de 3,16 g, enquanto que outro apresentou uma média de 13,50 g, o que ressalta a preocupação nesse sentido. Ao mesmo tempo, isso reflete um potencial de variação importante para a espécie.

Rivas e Barilani (2004), ao estudar duas populações de *Butia odorata* no Uruguai, observaram um peso médio de frutos de 6,90 g, enquanto que Schwarz (2008), estudando três populações da mesma espécie em Santa Vitória do Palmar – RS encontrou pesos médios de frutos variando entre 10,04 g e 13,88 g. Soares (2013), ao estudar uma população de *B. yatay* e outra de *B. witeckii*, ambas no Rio Grande do Sul, observou pesos médios de frutos de 13,98 g e 36,61 g, respectivamente. Silva (2008), ao estudar duas populações de *B. capitata* na região norte de Minas Gerais, verificou médias de 7,60 g e 6,94 g para o peso dos frutos em cada população. A mesma autora constatou também variação para o peso dos frutos de uma temporada reprodutiva para outra em uma das populações estudadas.

Isso demonstra as grandes variações existentes para o peso do fruto entre diferentes espécies do gênero *Butia*, mas também ressalta a ocorrência de variações expressivas entre populações e mesmo dentro de populações de uma mesma espécie.

Quanto à variável máximo diâmetro dos frutos, a população de campo também se mostrou, na média, superior à população de floresta. Entretanto, tanto o menor quanto o maior fruto em diâmetro foram observados na população de floresta, evidenciando uma maior amplitude, bem como uma maior variação dos dados para esta população. Sganzeria (2010), constatou uma média superior para o diâmetro de frutos de *B. eriospatha* em relação às duas populações deste estudo. Contudo, deve-se considerar a discussão realizada anteriormente quanto à amostragem do trabalho. Os diâmetros médios encontrados para as populações de campo (2,32 cm) e de floresta (2,25 cm) são

maiores do que o valor descrito para a espécie anteriormente por Lorenzi et al. (2010), porém estão de acordo com as descrições de Bourscheid (2011).

Dentre as correlações calculadas para o máximo diâmetro do fruto, as mais fortes foram observadas em relação ao peso do fruto e ao peso da polpa para ambas as populações.

A população de floresta apresentou, na média, maior comprimento dos frutos, bem como uma maior amplitude para essa variável em relação à população de campo. Em ambas as populações, o comprimento médio se mostrou inferior ao diâmetro médio dos frutos, sendo que essa diferença foi mais acentuada na população de campo, o que reafirma a maior frequência de frutos com a forma “achatado nos polos” nessa população, já que esse formato de fruto é determinado pelo diâmetro sendo mais acentuado que o comprimento.

A correlação entre o comprimento do fruto e o peso do fruto, bem como entre o comprimento do fruto e o peso da polpa foram mais fracas que as correlações entre máximo diâmetro do fruto e o peso do fruto, ou o máximo diâmetro do fruto e o peso da polpa. Silva (2008) encontrou um padrão semelhante para os frutos de *B. capitata*, e Soares (2013) também verificou esse mesmo padrão para frutos de *B. yatay* e *B. witeckii*.

Apesar de a forma de frutos “achatado dos polos” ter apresentado a maior frequência nas duas populações, as outras três formas consideradas (“retangular”, “arredondado” e “ovalado”) também apresentaram altas frequências relativas. Dessa maneira, não se recomenda a utilização desse parâmetro para a diferenciação do *B. eriospatha* em relação às outras espécies do gênero.

O mesmo vale para a cor dos frutos, já que apesar de as populações apresentarem uma maior frequência relativa para a cor 2,5Y 8/10, outras cores também apresentaram frequências relativas consideráveis.

A variável peso da polpa demonstrou uma tendência semelhante ao observado para o peso do fruto quando as duas populações foram comparadas, principalmente por essas duas variáveis terem apresentado as mais altas correlações ($r_s = 0,98$ no campo e $r_s = 0,96$ na floresta) entre variáveis. Rivas e Barilani (2004) observaram para *B. odorata* que a correlação entre o peso do fruto e o peso da polpa foi a mais importante dentre as correlações testadas. Silva (2008), ao estudar a

espécie *B. capitata*, também verificou as correlações mais fortes entre essas duas variáveis.

Na média, a população de campo apresentou o maior peso de polpa, entretanto, a maior variação foi novamente observada na população de floresta. A polpa mais pesada verificada para todos os frutos estudados estava na população de floresta (14,63 g), sendo esta 16% superior à polpa mais pesada da população de campo (12,64 g).

Outro ponto relevante é o fato de que a maior variação observada dentre todas as variáveis mensuradas foi observada para o peso da polpa na população de floresta (CV = 38%).

A proporção polpa/fruto – parâmetro que indica o rendimento de polpa fresca por fruto – foi significativamente superior no ambiente de campo em comparação com o ambiente de floresta (0,78 e 0,70, respectivamente). Inclusive, na população de floresta observou-se o menor rendimento de polpa dentre todos os frutos avaliados (0,43), o que significa que para este fruto, 57% do seu peso fresco estava no pirênio, indicando um maior gasto de energia para a formação das sementes.

Eloy (2013) ao realizar um experimento de biologia reprodutiva para verificar a influência da polinização cruzada na produtividade de frutos de *B. odorata*, verificou um aumento significativo no rendimento da polpa de frutos oriundos de autopolinização.

Isso sugere que, quando existe polinização geitonogâmica, como já constatada para outra população de *B. eriospatha* de campo aberto (NAZARENO e REIS, 2012), os pirênios são reduzidos e conseqüentemente as sementes também, o que aumenta a proporção polpa/fruto. Esse efeito, possivelmente decorrente de uma maior taxa de autopolinização, pode ser verificado com maior regularidade na população de campo do presente estudo, já que a correlação entre o peso do pirênio e a proporção polpa/fruto foi negativa e mais forte nessa população do que na população de floresta ($r_s = -0,57$ e $r_s = -0,39$, respectivamente).

Nesse sentido, observou-se que o peso médio dos pirênios foi significativamente superior na população de *B. eriospatha* de floresta em relação à população de campo, sugerindo maiores sementes e, portanto, possivelmente uma polinização cruzada mais efetiva na floresta.

Rosa et al., (2014), ao estudarem a palmeira *Mauritia flexuosa* no estado de Roraima, encontraram uma tendência de as sementes serem maiores em ambiente de floresta quando comparadas com ambiente de

savana degradada. Entretanto, essa diferença não foi atribuída à menor presença de polinizadores das áreas degradadas.

Sementes maiores podem representar tanto uma vantagem quanto uma desvantagem seletiva para palmeiras. Pizo et al., 2006 observaram um maior potencial germinativo em sementes maiores da palmeira *Euterpe edulis*, além de que as plântulas geradas a partir de sementes maiores apresentaram uma maior biomassa total, indicando um maior potencial de sobrevivência. Galetti et al. (2013) sugerem que uma redução no tamanho das sementes de *E. edulis* podem inclusive diminuir o *fitness* médio de uma população. Foster (1986) ao analisar tamanhos de sementes para distintos grupos de espécies de florestas tropicais, indicou que maiores sementes em ambiente sob cobertura florestal podem aumentar a habilidade delas persistirem em um ambiente com baixa intensidade luminosa até que a luz se torne disponível, ou acelerar o crescimento vegetativo inicial de plântulas para que atinjam estratos com mais luz disponível. Por outro lado, um aumento no tamanho das sementes implica em redução no número de sementes para a população como um todo, já que uma maior energia é despendida para a produção de sementes maiores (FOSTER, 1986). Essa afirmação se confirma para o *B. eriospatha* ao se verificar que na população de floresta, apesar de os pirênios serem maiores, o número de indivíduos reprodutivos (ver Capítulo III) e o número de cachos por planta é menor do que na população de campo.

Outro ponto importante é que as sementes menores podem ser menos predadas e dispersas à mais longas distâncias que as sementes grandes, conforme verificou Brewer (2001) para a palmeira *Astrocaryum mexicanum*.

Portanto, pode-se dizer que as sementes maiores observadas para o *B. eriospatha*, em ambiente de floresta, aumentam as chances de a espécie persistir nesse tipo de ambiente, pois conferem maior potencial germinativo e de sobrevivência às plântulas. Em contrapartida, as sementes menores, observadas em ambiente de campo, representam uma maior chance de a espécie dispersar suas sementes a distâncias mais longas e uma menor probabilidade de predação. Ou seja, parece haver um mecanismo compensatório decorrente do ambiente de ocorrência de cada população de *B. eriospatha*.

A população de campo apresentou, de uma maneira geral, as menores amplitudes e variações dos dados, além das maiores médias observadas para os principais descritores morfológicos de frutos de *B. eriospatha* em relação à população de floresta. Considerando que a

produtividade de frutos em palmeiras é altamente influenciada pelo ambiente (FREITAS, et al., 2016), isso pode estar relacionado à maior homogeneidade das condições ambientais presentes em campo aberto, como por exemplo, a disponibilidade de luz.

MARTÍNEZ-RAMOS et al. (2016) verificaram um aumento na produção de frutos e sementes de *Astrocaryum mexicanum* com o aumento da disponibilidade luminosa sobre as copas de indivíduos reprodutivos. Um padrão semelhante também foi verificado para a espécie *Butia paraguayensis* (AMADEU et al., 2016). Rosa et al (2014), ao estudarem a influência do ambiente sobre a produtividade de frutos e sementes *Mauritia flexuosa* verificaram variações significativas relacionadas principalmente à umidade do solo. Schindwein et al. (2017), demonstraram a forte relação existente entre a fertilidade do solo e a produção de frutos da espécie *B. odorata*.

Somada à influência dos fatores ambientais, a variabilidade genética é também determinante na composição da variação fenotípica observada para os frutos de *B. eriospatha*.

Apesar de serem necessários experimentos para se poder separar os efeitos ambientais dos genéticos na composição do fenótipo de indivíduos, e com isso determinar o controle genético de cada característica, espera-se que grande parte da variação observada nos frutos possa ser atribuída à variação genotípica. Valores elevados para a herdabilidade de características ligadas à produção de frutos já foram verificados para outras palmeiras, como por exemplo *Elaeis guineenses* (OKOYE et al., 2009), *Bactris gasipaes* (NETO et al., 2013) e *Cocos nucifera* (PASSOS et al., 2007) e, dessa maneira, também são esperados para *B. eriospatha*. Um indicativo disso é a grande variabilidade fenotípica observada nos frutos dentro das populações, para indivíduos que muitas vezes se encontravam próximos uns dos outros e, portanto, estavam sujeitos às condições ambientais semelhantes.

4.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A grande amplitude e variação dos dados apresentados, sobretudo para o peso dos frutos, peso da polpa, proporção polpa/fruto e peso de pirênios, demonstra a grande variabilidade fenotípica existente entre e dentro de populações de *B. eriospatha*, o que representa um grande potencial para a conservação da diversidade e melhoramento genético desse recurso. Nesse sentido, ambas as populações apresentam potencialidades para a seleção de indivíduos que visem produtividade e qualidade de frutos.

Houveram diferenças significativas entre as populações de campo e de floresta para todos os descritores morfológicos de natureza contínua avaliados, sendo que na média, os maiores frutos estavam na população de campo, e os maiores pirênios, na floresta.

As condições ambientais presentes nos habitats de ocorrência do *B. eriospatha* parecem determinar o potencial produtivo de frutos de indivíduos, além de impor diferenças para o tamanho e o peso de frutos e pirênios entre populações.

A maior variação e amplitude dos dados verificadas na população de floresta pode estar relacionada à maior heterogeneidade deste ambiente quanto à disponibilidade de fatores determinantes no florescimento e frutificação dos indivíduos reprodutivos.

Os maiores pirênios observados na média para população de floresta podem estar relacionados à uma polinização cruzada mais efetiva nesse tipo de ambiente, enquanto que a maior disponibilidade luminosa sobre a copa dos indivíduos da população de campo pode ter gerado, na média, os maiores frutos com maiores volumes de polpa. Estudos mais aprofundados são necessários para se testar tais hipóteses.

Os padrões observados em cada ambiente de ocorrência com relação aos frutos e pirênios podem ter implicações ecológicas importantes para a espécie, relacionadas principalmente à persistência das populações ao longo do tempo e à dispersão de sementes à maiores distâncias.

Por fim, é imprescindível que o presente estudo seja complementado com investigações relacionadas ao consumo de frutos, predação e dispersão de sementes, bem como de biologia reprodutiva em ambos os ambientes de ocorrência do *B. eriospatha*. Esse esforço permitiria criar um panorama mais completo acerca do impacto que as interações ecológicas podem ter na persistência da espécie em cada ambiente de ocorrência a longo prazo.

4.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

As referências bibliográficas deste capítulo encontram-se no capítulo VI.

5. CAPÍTULO V. DIVERSIDADE GENÉTICA, SISTEMA DE CRUZAMENTO E ESTRUTURA GENÉTICA ESPACIAL DE *Butia eriospatha* EM AMBIENTE DE CAMPO E FLORESTA

5.1. INTRODUÇÃO

Um dos principais objetivos dos estudos de genética de populações é tentar entender a significância biológica e evolutiva da variação genética em espécies (HARTL e CLARK, 2007). Além disso, é essencial que se saiba em que magnitude e de que forma a variabilidade genética se distribui para que se consiga otimizar um máximo de diversidade possível em programas de conservação genética de uma determinada espécie (LOVELESS e HAMRIK, 1984).

Para espécies de plantas que vivenciam limitado fluxo gênico e/ou reduzidos tamanhos populacionais, seguidos por perdas de habitat e fragmentação, as consequências genéticas imediatas podem incluir a perda de alelos raros e um aumento das taxas de endogamia, seguidos de um aumento da diferenciação genética entre populações isoladas (YOUNG et al. 1996), como ocorre, por exemplo, com a palmeira *Euterpe edulis* (CARVALHO et al. 2015).

Entretanto, o declínio na diversidade genética pode não ser perceptível para muitas espécies poucas gerações após a fragmentação ou após perdas de habitat. Isso pode indicar que o fluxo gênico não foi afetado, ou que apenas poucas gerações se passaram e a erosão genética não pôde ser captada, principalmente devido à longevidade dos indivíduos remanescentes, como ocorre em fragmentos com a palmeira *Oenocarpus bataua* (BROWNE et al., 2015). Em situações semelhantes, estudos de estrutura genética espacial (*Spatial Genetic Structure*) são indicados, por serem mais sensíveis na captação de mudanças genéticas populacionais (BROWNE et al., 2015).

Sendo assim, além dos índices de diversidade genética, o conhecimento sobre a intensidade da estruturação genética espacial dentro de populações, e sobre os fatores envolvidos nesse processo, é de grande relevância, pois indica se a distribuição geográfica de alelos está ou não ocorrendo de forma aleatória em um nível mais restrito que aquele apresentado pelos índices de divergência genética interpopulacionais.

A caracterização do sistema reprodutivo também é extremamente importante, pois permite determinar os níveis de endogamia e coancestria na geração descendente produzidas por autofecundação ou por cruzamentos entre indivíduos aparentados dentro de populações,

conforme explicitado por Sebben (2006). Isso dá suporte para inferências acerca da diversidade genética que potencialmente será mantida ou perdida dentro das populações no futuro.

Para a palmeira *B. eriospatha*, todos os esforços despendidos para se caracterizar a dinâmica da diversidade genética até o momento (REIS et al, 2012; NAZARENO e REIS, 2012; NAZARENO e REIS, 2013-a e NAZARENO e REIS, 2013-b) concentraram-se em populações que ocorrem em ambiente de campo aberto. Contudo, conforme apresentado nos Capítulos II, III e IV deste trabalho, extensas populações também podem estar presentes em ambiente de floresta com araucárias e, portanto, faz-se necessário se compreender as possíveis diferenças existentes entre populações dessa espécie que ocorrem em distintos ambientes, principalmente quanto à dinâmica da diversidade genética.

Este capítulo busca, desse modo, caracterizar e comparar quanto à diversidade e estrutura genética, estrutura genética espacial e sistema reprodutivo, duas populações de *B. eriospatha* que ocorrem em distintos ambientes (floresta e campo). A partir disso, infere-se sobre o potencial de conservação genética da espécie nos distintos ambientes de ocorrência.

5.2. HIPÓTESES

- 1) A população de *B. eriospatha* de campo apresenta índices moderados de diversidade genética para os indivíduos adultos, enquanto que a população de floresta apresenta índices mais elevados, já que possui mais indivíduos na população.
- 2) As progênies de ambas as populações de *B. eriospatha* estudadas apresentam índices de diversidade genética similares aos adultos.
- 3) O *B. eriospatha* apresenta baixos níveis de fluxo gênico entre populações ou subpopulações, o que resulta em uma diferenciação genética interpopulacional elevada.
- 4) Em ambientes com cobertura de floresta com araucárias os indivíduos adultos de *B. eriospatha* apresentam uma estrutura genética espacial menos acentuada do que aqueles que estão em ambiente de campo aberto.
- 5) Tanto a população de *B. eriospatha* de floresta quanto a de campo apresentam sistema reprodutivo alogâmico.
- 6) As taxas de cruzamento entre indivíduos de *B. eriospatha* em ambiente com cobertura de floresta são superiores às das plantas que estão em campos abertos.
- 7) A população de *B. eriospatha* de floresta apresenta mais cruzamentos endogâmicos devido ao reduzido número de indivíduos reprodutivos presentes.

5.3. OBJETIVOS

5.3.1. Objetivos gerais

Estudar a amplitude e o potencial de manutenção da diversidade genética de *Butia eriospatha* em duas populações com ambientes de ocorrência contrastantes: floresta e campo.

5.3.2. Objetivos específicos

Genotipar indivíduos adultos, e progênies provenientes de duas populações de *B. eriospatha*, de paisagens contrastantes (sob cobertura de floresta com araucárias e em campo aberto);

Estimar a diversidade e a estrutura genética dos adultos e das progênies de populações de *B. eriospatha* provenientes de paisagens contrastantes;

Estimar os níveis de estruturação genética espacial (SGS) dos indivíduos adultos de *B. eriospatha* nas duas populações provenientes de paisagens contrastantes;

Caracterizar o sistema reprodutivo de *B. eriospatha* nas duas populações provenientes de paisagens contrastantes.

5.4. MATERIAIS E MÉTODOS

5.4.1. Local de estudo

Para a caracterização da diversidade e estrutura genética, do sistema reprodutivo e da estrutura genética espacial do *Butia eriospatha* foram utilizadas as mesmas áreas de campo (coordenadas: 27°11'40" S; 50° 37' 04" O) e de floresta (coordenadas: 27°12'91" S; 50° 35'36" O), descritas no Capítulo II desta dissertação. Como população, considerou-se todos os indivíduos presentes dentro das parcelas descritas no Capítulo III. Para maiores detalhes das áreas e parcelas, ver os Capítulos II e III.

5.4.2. Amostragem

Para a caracterização da diversidade e estrutura genética e estimativa da estrutura genética espacial das duas populações de *B. eriospatha* (população de campo e de floresta), foram amostrados todos os indivíduos adultos presentes nas parcelas demarcadas (209 indivíduos na população de floresta e 109 indivíduos na população de campo). Entretanto, devido a falhas do processo de extração de DNA e genotipagem de indivíduos, foi possível se obter o genótipo de 197 indivíduos adultos da população de floresta e de 104 da população de campo. Para a determinação da estrutura genética espacial de cada população utilizou-se o posicionamento de cada indivíduo levantado durante a caracterização da estrutura demográfica e do padrão de distribuição espacial dos mesmos indivíduos (ver Capítulo III).

Com o auxílio de um podão, de cada indivíduo adulto das duas populações, coletou-se uma amostra de folha para a posterior extração do DNA. Após a coleta de campo, todas as amostras de folhas foram acondicionadas em pacotes plásticos, separados por indivíduo, e armazenadas a uma temperatura de -20°C.

Como somente oito plântulas regenerantes de *B. eriospatha* foram encontradas na população de floresta e nenhuma foi encontrada na população de campo, optou-se por utilizar sementes germinadas das populações estudadas para se obter estimativas de diversidade genética de uma geração mais recente.

Para a caracterização da diversidade genética das progênes, coletou-se sementes de 18 indivíduos reprodutivos da população de floresta e de 16 indivíduos reprodutivos da população de campo. Com o auxílio de um martelo, inicialmente retirou-se as sementes dos pirênios.

As sementes foram lavadas com etanol 70% e hipoclorito 2%, conforme descrito por Fior et al. (2011). Posteriormente, as sementes tiveram o opérculo removido e foram colocadas para germinar em caixas plásticas Gerbox e vermiculita sob uma temperatura constante de 25°C.

Após a germinação (entre 10 e 30 dias) as plântulas foram transferidas e mantidas em bandejas plásticas com substrato orgânico e temperatura ambiente até que atingissem um tamanho adequado para a retirada das folhas e posterior extração de DNA.

Devido às falhas de germinação, de extração de DNA e genotipagem, alcançou-se obter o genótipo de 1 a 14 sementes por indivíduo reprodutivo. No total, obteve-se 121 progênies genotipadas da população de floresta e 122 da população do campo.

Para gerar as estimativas do sistema reprodutivo de cada população utilizou-se os genótipos de 14 indivíduos reprodutivos e de 6 a 12 progênies por indivíduo reprodutivo (115 progênies) da população de floresta. Para a população do campo, foram utilizados os genótipos de 12 indivíduos reprodutivos e de 7 a 14 progênies por indivíduo (116 progênies).

Os materiais coletados nas duas populações de *B. eriospatha* foram armazenados, manipulados e analisados no Laboratório de Fisiologia do Desenvolvimento e Genética Vegetal (LFDVG) da UFSC.

5.4.3. Extração de DNA nuclear

A extração de DNA nuclear das amostras foliares retiradas dos indivíduos adultos e das progênies de *B. eriospatha* seguiu o protocolo descrito por Doyle e Doyle (1990) com algumas modificações. A maceração das amostras foi realizada em tubos de maceração de 2 ml com *beads* (esferas de aço inoxidáveis) em um homogeneizador automático Precellys 24. As amostras foram maceradas por 60 segundos a 6.000 rpm por duas vezes em uma solução de 1 ml de CTAB 2% com 30 μ M de β -mercaptoethanol por amostra.

Após a maceração, os tubos foram colocados em banho maria a 60°C por uma hora. O material foi lavado quatro vezes com CIA 24:1, sempre se descartando o material do fundo dos tubos após centrifugação de cinco minutos a 13.000 rpm. Entre a segunda e terceira lavagem adicionou-se ½ volume de Acetato de Potássio (5M) e se deixou as amostras a -20°C por uma hora. Antes da última lavagem adicionou-se duas gotas CTAB 10% por tubo.

Após a última lavagem, para gerar um pellet de DNA em cada tubo, adicionou-se 500 μM de Isopropanol, deixando-as descansar a -20°C por 24 horas.

Os pellets de DNA foram lavados duas vezes, sendo a primeira com etanol 70% e a segunda com etanol 96%, centrifugando-se os tubos por cinco minutos a 13.000 rpm a cada lavagem. O etanol foi descartado e os pellets foram diluídos em 100 μM de uma solução tampão de água Mili-Q, Tris-HCl e EDTA, mais 0,1 μM da enzima Ribonuclase.

5.4.4. Amplificação dos marcadores microssatélites e genotipagem

Os estudos de diversidade e estrutura genética, sistema reprodutivo e estrutura genética espacial das duas populações de *B. eriospatha* basearam-se nas frequências alélicas de dez marcadores microssatélites, sendo sete marcadores desenvolvidos por Nazareno et al. (2011) e três desenvolvidos pelo próprio autor (não publicado) (Tabela 15).

Tabela 15. Quadro de iniciadores microssatélites utilizados nos estudos genéticos de *B. eriospatha*. F: sequência *forward*; R: sequência *reverse*; Tm: temperatura de anelamento.

<i>Loci</i> microssatélites	Motivo repetido	Sequência	Região do tamanho esperado	Tm	Autor
		5' - 3'	pb	°C	
<i>B.eri 7</i>	(TC) ₆	F: AGTCATCCATCAAGCTCAAC	169	55	a
		R: CAAACAACCCAAGATAGAGC			
<i>B.eri 11</i>	(TTC) ₄	F: TTTTCTCTCTTCTCTCTCTC	137	54	a
		R: CTACTCTTCCAGAATCCAGC			
<i>B.eri 15</i>	(TCAA) ₃	F: GATGACAAAACACTTGAGCA	266	54	a
		R: GGCATCTTTAGTGGTACTTCA			
<i>But 06</i>	(GA) ₁₅	F: CCATAACAGCCGAGTTTGT	179	54	b
		R: GAAGGATGCTGTCTTCTGTTGG			
<i>But 07</i>	(CA) ₁₆ (GA) ₁₃	F: ACGTCATCCCATACCAAGAAA	280	56	b
		R: TGCCCATGTAAACACGTTATG			
<i>But 08</i>	(CA) ₉ (TA) ₅	F: GCGAAATCCAAACCATACG	194	56	b
		R: GCATCATAACGAGGGAGGAAT			
<i>But 09</i>	(CT) ₁₇	F: GGCTAAGTTTTCAAAGGGAAGA	161	56*	b
		R: GGGACCTGGTAAAGGAATGA			
<i>But 11</i>	(TG) ₅	F: TGCACCCGAACCATATAAACT	149	54*	b
		R: CAAGAGGGTGGGGTAAATTG			
<i>But 17</i>	(CT) ₉ (AT) ₅ (AC) ₉	F: AGAGCAGAGCTTTGGGAGAA	204	54*	b
		R: GCCATTCATGGACTCCAAA			
<i>But 23</i>	(CT) ₁₂	F: AGAGGATGGGCATTTGAT	168	56*	b
		R: CCCTTCCATAAGCATGTTCC			

a: próprio autor (não publicado); b: Nazareno et al. (2011); *temperatura de anelamento distinta da sugerida por Nazareno et al. (2011).

A sequência *forward* de cada par de iniciadores foi marcada na extremidade 5' com de distintos fluorocromos (FAM, PET, NED e VIC) para auxiliar na identificação dos alelos no momento da genotipagem de indivíduos e para permitir a utilização de multiplex de iniciadores. Foram utilizados dois multiplex com cinco pares de iniciadores cada, sendo um para o grupo de iniciadores que amplificaram as regiões microssatélites a partir de uma temperatura de anelamento de 54°C e outro para a temperatura de 56°C (Tabela 16). Para que não houvessem sobreposições de bandas marcadas com o mesmo padrão de

fluorescência, foram utilizados os mesmos fluorocromos somente para marcadores distantes com relação ao número de pares de bases amplificados.

Tabela 16. Fluorocromos utilizados na extremidade 5' de cada marcador microssatélite, multiplex do qual cada marcador fez parte e volume adicionado por amostra de cada marcador.

<i>Locí</i>	Fluorocromos	Multiplex	Volume por amostra (μM)
<i>B.eri 7</i>	FAM	2	0,07
<i>B.eri 11</i>	VIC	1	0,05
<i>B.eri 15</i>	VIC	1	0,04
<i>but 06</i>	NED	1	0,08
<i>but 07</i>	VIC	2	0,11
<i>but 08</i>	NED	2	0,11
<i>but 09</i>	VIC	2	0,11
<i>but 11</i>	PET	1	0,05
<i>but 17</i>	FAM	1	0,06
<i>but 23</i>	PET	2	0,11

A amplificação das regiões microssatélites dos indivíduos amostrados foi realizada via Reação em Cadeia da Polimerase (PCR). Utilizou-se soluções de reação de 10 μl em cada poço de placas com 96 poços. Em cada solução de 10 μl estavam presentes, 5 μM de KAPA 2G Fast Multiplex PCR Kit (Kapa Biosystems), de 0,04 μM a 0,11 μM de cada iniciador do multiplex (Tabela 16), 2 μM da amostra (DNA puro de um indivíduo). Ao final o volume era completado com água Mili-Q.

Para os ciclos da PCR, utilizou-se o protocolo descrito pela Kapa Biosystem: 3 min a 95°C para a desnaturação inicial, 30 ciclos de 15 s à 95°C para a desnaturação, 30 s à temperatura especificada de cada multiplex para o anelamento (Tabela 15), 60 s à 72°C para a extensão, e ao fim dos 30 ciclos, 60 s à 72°C para a extensão final. As amplificações da PCR foram realizadas com um termociclador VERITI 96-Well, 0,2 ml (Applied Biosystems).

O produto da amplificação de cada amostra com cada multiplex de iniciadores foi diluído na proporção de 1:20. Em cada poço de uma nova placa, preparou-se uma solução contendo 1 μM de amostra, 8,75 μM de Formamida Hi-Di e 0,25 μM do corante LIZ 600 (Thermo Fisher). Os genótipos foram identificados por eletroforese capilar no sequenciador ABI 3500xl – 24 capilares (Applied Biosystem), pela detecção das fluorescências. Os dados foram interpretados no *software*

GeneMapper v.4.1 (Applied Biosystem), permitindo a verificação das frequências alélicas para cada loco analisado. Todas as estimativas dos parâmetros genéticos foram feitas a partir dos dados de frequências alélicas.

5.4.5. Alelos nulos, desequilíbrio de ligação e Equilíbrio de Hardy-Weinberg

A presença de alelos nulos foi verificada com auxílio do Software Microchecker – v.2.2.3 (Van Ooesterholt et al. 2004). Com o intuito de verificar se todos os *loci* microssatélites poderiam ser considerados nas análises genéticas das populações de *B. eriospatha*, todos foram testados aos pares quanto ao desequilíbrio de ligação, no Software FSTAT 2.9.3.2 (GOUDET 2002), aplicando-se a correção de Bonferroni para comparações múltiplas. Todos os *loci* também foram testados quanto ao Equilíbrio de Hardy-Weinberg pela hipótese de deficiência de heterozigotos, aplicando-se o teste exato de Guo e Thompson (1992) implementado no *software* Genepop v.4.6 (ROUSSET, 2008).

5.4.6. Estimação dos índices de diversidade e estrutura genética, estrutura genética espacial (SGS) e sistema reprodutivo

A partir das frequências alélicas obtidas para todos os *loci* microssatélites analisados em todas as gerações amostradas nas duas populações, foram estimados os seguintes índices de diversidade genética: a) número total de alelos; b) número médio de alelos por *locus* (\hat{A}); c) riqueza alélica baseada na menor amostra (rarefação de dados) (\hat{A}_R); d) número efetivo de alelos por loco (\hat{A}_e); e) número de alelos exclusivos (\hat{A}_P); f) número de alelos raros (\hat{R}); g) heterozigosidade observada (\hat{H}_o); h) heterozigosidade esperada em Equilíbrio de Hardy-Weinberg (\hat{H}_e); e; i) as estatísticas F de Wright (WRIGHT, 1951), seguindo a metodologia descrita por Weir e Cockerhan (1984): índice de fixação intrapopulacional (\hat{f} e \hat{F}_{IS}), índice de fixação total (\hat{F}_{IT}) e índice de fixação devido à subdivisão populacional (\hat{F}_{ST}). Também foi estimado o tamanho efetivo populacional \hat{N}_e das populações conforme proposto por Li (1976).

Os parâmetros número total de alelos, \hat{A} , \hat{A}_e , \hat{A}_P e \hat{R} foram estimados com auxílio do *software* GenAIEx 6.503 (PEAKALL E SMOUSE, 2012). Para que fosse possível comparar as duas populações

analisadas quanto à riqueza alélica, aplicou-se a correção do número de alelos pela rarefação de dados e 10.000 reamostragens *bootstrap* com auxílio do *software R* - v. 3.3.0 (R CORE TEAM, 2016).

Os parâmetros \hat{H}_o e \hat{H}_e foram estimados com auxílio do *software FSTAT 2.9.3.2* (GOUDET 2002) e seus intervalos de confiança (95% de probabilidade) foram gerados por 1.000 reamostragens *bootstrap* entre indivíduos por meio do pacote PopGenKit (PAQUETTE, 2012), implementado no *software R* - v. 3.3.0 (R CORE TEAM, 2016).

As estatísticas F de Wright e seus respectivos intervalos de confiança foram estimadas pela utilização do *software FSTAT 2.9.3.2* (Goudet 2002). Os intervalos de confiança (95% de probabilidade) foram gerados por meio de 1.000 reamostragens *bootstrap* dos *loci* utilizados. O intervalo de confiança (95% de probabilidade) do índice de fixação (\hat{f}) foi calculado no *software GDA* (LEWIS e ZAYKIN, 2002) por meio de 1.000 reamostragens *bootstrap* dos *loci*, excluindo-se uma população por vez.

Para a análise do sistema reprodutivo das duas populações de *B. eriospatha*, utilizou-se o modelo misto de reprodução (RITLAND e JAIN, 1981) e o modelo de cruzamentos correlacionados (RITLAND, 1989) implementados no *software MLTR 3.4* (RITLAND, 2009).

Os parâmetros estimados ao nível de população foram: a) taxa de cruzamento *multi-locus* (\hat{t}_m); a) taxa de cruzamento *single-locus* (\hat{t}_s); c) taxa de autofecundação ($\hat{s} = 1 - \hat{t}_m$); d) taxa de autofecundação mais taxa de cruzamento entre indivíduos aparentados ($1 - \hat{t}_s$); e) taxa de cruzamento entre indivíduos aparentados ($\hat{t}_m - \hat{t}_s$); f) correlação *multi-locus* de paternidade ($\hat{r}_{p(m)}$); g) coeficiente de endogamia dos parentais maternos (\hat{F}_m); h) proporção de meios-irmãos (\hat{P}_{hs}); i) proporção de irmãos completos (\hat{P}_{fs}); j) proporção de irmãos de autopolinização (\hat{P}_{ss}); k) Coancestria dentro de progênies ($\hat{\theta}_{xy}$) (SOUSA et al., 2005); l) tamanho efetivo da variância ($\hat{N}_{e(v)}$) (COCKERHAM, 1969) e; m) número de matrizes para a coleta de sementes para uma população de 500 ($\hat{m}_{(500)}$) (SEBBENN, 2006).

A significância e a comparação entre populações para cada parâmetro foram realizadas por meio de intervalos de confiança (95% de probabilidade) construídos a partir de 1.000 reamostragens *bootstrap* entre famílias.

A estrutura genética espacial das duas populações foi caracterizada com o auxílio do *software* SPAGeDi v. 1.4 (HARDY e VEKEMANS 2002), utilizando-se o coeficiente de parentesco (coancestria) de Nason (\hat{F}_{ij}) (LOISELLE et al, 1995). Os coeficientes médios de parentesco *multi-locus* (\hat{F}_{ij}) foram computados para 8 classes de distância (K = 8) medindo de 0 a 200 m. A significância estatística calculada para cada classe de distância foi testada por meio de intervalos de confiança, construídos a partir de 10.000 permutações de indivíduos entre diferentes classes de distância.

5.5. RESULTADOS

Para o estudo de diversidade e estrutura genética de *Butia eriospatha* foram amostrados e genotipados 544 indivíduos no total, sendo 301 indivíduos adultos (197 da população de floresta e 104 da população de campo) e 243 progênies (121 da população de floresta e 122 da população de campo).

Todas as informações referentes às frequências alélicas, obtidas para todos os 10 *loci* microssatélites utilizados, e o tamanho amostral para cada *locus* nas populações encontram-se na Tabela 17. Considerando-se todos os indivíduos adultos e progênies das populações de floresta e de campo, foram observados 42 alelos, sendo que o *locus* *but07* foi o que apresentou o maior número, com 9 alelos no total (Tabela 17). Os *loci* *B.eri07*, *B.eri15*, *but17* e *but23* apresentaram somente dois alelos cada, sendo os *loci* com o menor número de alelos (Tabela 17).

Tabela 17. Frequências alélicas observadas nas populações de floresta e de campo para os dez *loci* microsatélites utilizados.

Frequências Alélicas						
<i>Loci</i>	Motivo repetido	Alelos	Floresta		Campo	
			Adultos	Progênes	Adultos	Progênes
<i>B.eri 7^a</i>	(TC) ₆		N=195	N=120	N=103	N=118
		166	0,105	0,404	0,087	0,161
		167	0,895	0,596	0,913	0,839
<i>B.eri 11^a</i>	(TTC) ₄		N=155	N=120	N=95	N=120
		136	0,000	0,004	0,000	0,000
		139	0,929	0,979	0,958	0,967
		140	0,071	0,017	0,042	0,033
<i>B.eri 15^a</i>	(TCAA) ₃		N=150	N=120	N=95	N=119
		262	0,377	0,400	0,374	0,227
		264	0,623	0,600	0,626	0,773
<i>but 06^b</i>	(GA) ₁₅		N=192	N=118	N=102	N=117
		161	0,003	0,000	0,000	0,000
		165	0,000	0,008	0,000	0,000
		175	0,000	0,000	0,044	0,103
		191	0,331	0,487	0,304	0,248
		199	0,591	0,424	0,632	0,585
		201	0,076	0,081	0,020	0,064
<i>but 07^b</i>	(CA) ₁₆ (GA) ₁₃		N=185	N=114	N=100	N=112
		248	0,000	0,000	0,090	0,129
		260	0,027	0,009	0,065	0,116
		262	0,000	0,000	0,035	0,036
		268	0,016	0,048	0,015	0,013
		270	0,132	0,123	0,085	0,080
		272	0,705	0,618	0,475	0,415
		274	0,119	0,197	0,230	0,201
		276	0,000	0,004	0,005	0,000
		282	0,000	0,000	0,000	0,009
<i>but 08^b</i>	(CA) ₉ (TA) ₅		N=193	N=118	N=103	N=115
		192	0,127	0,153	0,131	0,087
		200	0,003	0,000	0,000	0,009
		204	0,339	0,407	0,495	0,387
		206	0,350	0,369	0,136	0,283
		208	0,000	0,000	0,000	0,009
		212	0,181	0,072	0,238	0,226
<i>but 09^b</i>	(CT) ₁₇		N=195	N=119	N=103	N=118
		150	0,331	0,382	0,335	0,339
		154	0,326	0,324	0,262	0,314
		156	0,169	0,139	0,209	0,186
		160	0,126	0,155	0,180	0,161
		164	0,005	0,000	0,000	0,000
		166	0,036	0,000	0,015	0,000
		168	0,008	0,000	0,000	0,000
<i>but 11^b</i>	(TG) ₅		N=195	N=119	N=102	N=114
		151	0,823	0,924	0,902	0,934
		153	0,169	0,076	0,098	0,066
		159	0,008	0,000	0,000	0,000
<i>but 17^b</i>	(CT) ₉ (AT) ₅ (AC) ₉		N=166	N=120	N=97	N=114
		200	0,157	0,150	0,201	0,149
		202	0,843	0,850	0,799	0,851
<i>but 23^b</i>	(CT) ₁₂		N=194	N=120	N=103	N=119
		167	0,219	0,296	0,204	0,282
		169	0,781	0,704	0,796	0,718
Total de alelos		42				

a: novos marcadores desenvolvidos pelo autor (não publicado); b: marcadores microssatélites desenvolvidos por (NAZARENO et al., 2011).

5.5.1. Diversidade e estrutura genética

Ambas as populações apresentaram desvios do equilíbrio de Hardy Weinberg (HWE) ($p < 0,001$), tanto na classe dos indivíduos adultos quanto nas progênies. Os *loci B.eri11* e *but07* não estavam em HWE para adultos e progênies em ambas as populações. Os *loci B.eri07* e *but23* apresentaram desvios do HWE nas progênies de ambas as populações ($p < 0,001$). Os *loci B.eri07* e *but09* não estavam em HWE nos adultos da população de floresta e o *locus but08* apresentou desvios do HWE para as progênies da população de campo ($p < 0,001$).

Após se testar todos os dez *loci* aos pares para o desequilíbrio de ligação, verificou-se que todos segregam de maneira independente, com exceção do *locus B.eri07* que apresentou desequilíbrio de ligação em relação ao *locus B.eri15* nas populações dos adultos ($p < 0,01$) e ao *locus but23* nas populações das progênies ($p < 0,001$), mesmo após a correção de Bonferroni para comparações múltiplas. Portanto, o *locus B.eri07* foi excluído de todas as análises subsequentes e somente nove *loci* microssatélites foram utilizados na determinação da diversidade e estrutura genética, bem como no sistema reprodutivo e estrutura genética espacial.

Alguns *loci* apresentaram evidências da presença de alelos nulos, provavelmente pelo excesso de homozigotos. Para os indivíduos adultos os *loci B.eri11* e *but07* apresentaram alelos nulos em ambas as populações. Para as progênies, os *loci B.eri11*, *but07* e *but23* apresentaram sinais da presença de alelos nulos em ambas as populações.

Observou-se 32 alelos para a classe de adultos na população floresta, e 31 alelos para o campo. Para as progênies encontrou-se 29 alelos na população de floresta e 32 alelos no campo. Todos os *loci* utilizados mostraram-se polimórficos para os indivíduos adultos e progênies em ambas as populações, sendo que na população de floresta observou-se de 2 a 7 alelos por *locus*, e na população de campo, de 2 a 8 alelos por *locus*. Na média, o número de alelos por *locus* (\hat{A}) dentro de cada grupo estudado variou entre 3,2 (progênies na floresta) e 3,6 (adultos na floresta e progênies no campo). Para a classe de adultos na população de campo, o número médio de alelos por *locus* foi de 3,4 (Tabela 18).

Quando o número de alelos foi corrigido por rarefação e reamostragem *bootstrap* de subamostras (10.000) padronizando-os para

o menor tamanho amostral, observou-se que o número de alelos para os adultos na população de floresta é o mesmo que para a população de campo ($\hat{A}_R = 3,3$; $p > 0,05$). Para as progênies, mesmo após a correção do número de alelos por *locus* por rarefação, a riqueza alélica da população de campo foi superior à observada para a população de floresta ($\hat{A}_R = 3,1$ para a população de floresta e $\hat{A}_R = 3,4$ para a população de campo; $p < 0,05$) (Tabela 18). O maior valor para os alelos efetivos (\hat{A}_e) foi observado na classe de progênies na população de campo (2,25). Para a classe de adultos, na mesma população, encontrou-se 2,15 alelos efetivos. Os indivíduos adultos e progênies da população de floresta apresentaram 2,08 e 2,03 alelos efetivos, respectivamente (Tabela 18). Foram observados cinco alelos exclusivos (\hat{A}_p) para os indivíduos adultos da população de floresta e quatro para o campo. Quanto às progênies, a população de floresta apresentou três alelos exclusivos e a população de campo, seis (Tabela 18).

Ambas as populações de adultos (floresta e campo) apresentaram oito alelos raros (\hat{R}). As progênies de ambas as populações apresentaram cinco alelos raros cada (Tabela 18). A heterozigosidade observada (\hat{H}_o) para os indivíduos adultos da população de floresta e campo foram, respectivamente, 0,440 e 0,447. A heterozigosidade esperada (\hat{H}_e) para ambas as populações foram, respectivamente, 0,441 e 0,445 (Tabela 18). Os índices de fixação (\hat{f}) para os indivíduos adultos das duas populações foram baixos e não diferiram significativamente de zero (Tabela 18). Com relação às progênies, a \hat{H}_o e a \hat{H}_e da população de floresta foram, respectivamente 0,357 e 0,429. Na população de campo a \hat{H}_o e a \hat{H}_e foram 0,400 e 0,442, respectivamente.

Os índices de fixação (\hat{f}) das progênies foram superiores aos observados para as populações de adultos, todavia, continuaram não diferindo significativamente de zero (Tabela 18). Devido ao baixo índice de fixação apresentado pelos indivíduos adultos das populações de campo e de floresta, o tamanho efetivo populacional (\hat{N}_e) para essa classe não diferiu do tamanho amostral de cada população (n). Já para as progênies, o \hat{N}_e da população de floresta foi 104 e para a população de campo, 111, valores inferiores ao tamanho amostral (n) de cada população (Tabela 18). Houve divergência genética significativa entre as populações de floresta e de campo, sendo que para os adultos cerca de 2% da diversidade genética observada estava entre as populações. Para as progênies, a divergência genética entre as populações foi de aproximadamente 3% ($p < 0,05$) (Tabela 18).

Tabela 18. Parâmetros de diversidade genética para as populações de floresta e de campo (adultos e progênies). n: tamanho da amostra; N° Alelos: número total de alelos; \hat{A} : número médio de alelos por *locus*; \hat{A}_R : riqueza alélica baseada na menor amostra (rarefação de dados); \hat{A}_e : número de alelos efetivos por *locus*; \hat{A}_p : número de alelos exclusivos; \hat{R} : número de alelos raros; \hat{H}_o (IC - 95%): heterozidossidade observada (Intervalo de Confiança à 95% de probabilidade); \hat{H}_e (IC - 95%): heterozidossidade esperada (Intervalo de Confiança à 95% de probabilidade); \hat{f} : índice de fixação; \hat{N}_e : tamanho efetivo populacional; \hat{F}_{ST} : índice de fixação devido à subdivisão populacional.

Populações	n	N° Alelos	\hat{A}	\hat{A}_R	\hat{A}_e	\hat{A}_p	\hat{R}	\hat{H}_o (IC - 95%)	\hat{H}_e (IC - 95%)	\hat{f}	\hat{N}_e	\hat{F}_{ST}
Adultos												
Floresta	197	32	3,6	3,3 ^a	2,08	5	8	0,440 (0,417-0,465)	0,441 (0,423-0,455)	0,002 ^{ns}	197	0,019*
Campo	104	31	3,4	3,3 ^a	2,15	4	8	0,447 (0,422-0,472)	0,445 (0,422-0,458)	-0,004 ^{ns}	104	
Progênies												
Floresta	121	29	3,2	3,1 ^b	2,03	3	5	0,357 (0,334-0,381)	0,429 (0,409-0,439)	0,167 ^{ns}	104	0,029*
Campo	122	32	3,6	3,4 ^a	2,25	6	5	0,400 (0,377-0,425)	0,442 (0,424-0,454)	0,097 ^{ns}	111	

ns: não significativo; *: $p < 0,05$; a e b: diferença significativa ($p < 0,05$).

Com relação à estrutura genética presente entre gerações dentro de cada população, observa-se que o índice de fixação médio dentro de cada população (\hat{F}_{IS}), bem como o índice de fixação total (\hat{F}_{IT}) de cada população não foram significativamente diferentes de zero. Os índices de fixação gerados pela estruturação das populações (\hat{F}_{ST}), neste caso entre adultos e progênies, foram significativamente diferentes de zero (0,013 e $p < 0,01$ para a população de floresta e; 0,010 e $p < 0,05$ para a população de campo) (Tabela 19). Isso significa que para a população de floresta, 1,3% da diversidade genética total existente na população não é compartilhada entre adultos e progênies. Para a população de campo, 1% da diversidade não é compartilhada entre adultos e progênies.

Tabela 19. Índices de fixação entre indivíduos adultos e progênies, dentro das populações de floresta e campo. \hat{F}_{IS} : índice de fixação médio dentro da população; \hat{F}_{IT} : índice de fixação total; \hat{F}_{ST} : índice de fixação devido à subdivisão.

Populações	Adultos X Progênies		
	\hat{F}_{IS}	\hat{F}_{IT}	\hat{F}_{ST}
Floresta	0,063 ^{ns}	0,075 ^{ns}	0,013 ^{**}
Campo	0,050 ^{ns}	0,060 ^{ns}	0,010 [*]

ns: não significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$.

5.5.2. Sistema reprodutivo

Para estimar os parâmetros referentes ao sistema reprodutivo do *B. eriospatha*, 231 sementes foram amostradas aleatoriamente de 26 indivíduos reprodutivos e germinadas para a extração de DNA. Do total, 115 sementes foram coletadas de 14 indivíduos da população de floresta (de 6 a 12 progênies por indivíduo) e 116 sementes foram coletadas de 12 indivíduos da população de campo (de 7 a 14 progênies por indivíduo).

A taxa de cruzamento *multi-locus* (\hat{t}_m) – que indica quanto das progênies provém de cruzamentos e não de autofecundação - não diferiu de um (1,0) em ambas as populações (IC – 95%), sendo 0,865 para a população de floresta e 0,930 para a população de campo (Tabela 20). A população de floresta apresentou um valor de 0,848 para a taxa de cruzamento *single-locus* (\hat{t}_s), diferindo minimamente de um. A taxa de

cruzamento *single-locus* observada para a população de campo não foi diferente de um ($\hat{t}_s=0,935$) (Tabela 20). Esse parâmetro representa quanto das progênies provém de cruzamentos entre indivíduos não aparentados.

A taxa de autofecundação (\hat{s}) e a taxa de cruzamentos entre indivíduos aparentados ($\hat{t}_m - \hat{t}_s$) não foram significativamente diferentes de zero para ambas as populações.

A população de floresta apresentou uma taxa de cruzamento entre indivíduos aparentados somados à autofecundação ($1 - \hat{t}_s$) de 0,152, sendo significativamente diferente de zero. Já para a população de campo, esse parâmetro não foi significativamente diferente de zero (0,065) (Tabela 20).

A correlação *multi-locus* de paternidade ($\hat{r}_{p(m)}$), que indica quanto das progênies foram formadas por um único pai, também não diferiram significativamente de zero em ambas as populações. O coeficiente de endogamia dos parentais maternos (\hat{F}_m), da população de floresta foi positivo e da população de campo negativo, porém, ambos os valores foram ínfimos e não diferiram significativamente de zero (0,060 e -0,036, respectivamente) (Tabela 20).

A população de floresta apresentou uma proporção de meios-irmãos (\hat{P}_{hs}) de aproximadamente 71%. Entretanto, o intervalo de confiança para essa estimativa mostra com 95% de confiança estatística que até aproximadamente 98% das progênies dessa população podem ser meios-irmãos. Para a população de campo a proporção de meios-irmãos (\hat{P}_{hs}) foi de aproximadamente 81%, porém, o intervalo de confiança calculado para a estimativa, com 95% de confiança estatística, mostra que esse valor pode chegar à 100% na população (Tabela 20).

Tanto a proporção de irmãos-completos (\hat{P}_{fs}) quanto a proporção de irmãos de autopolinização (\hat{P}_{ss}) não foram significativamente diferentes de 0% em ambas as populações (Tabela 20).

Os valores obtidos para a coancestria entre progênies ($\hat{\theta}_{xy}$) foram 0,139 para a população de floresta e 0,132 para a população de campo. Entretanto, esses valores não são significativamente diferentes de 0,125 (IC - 95%) – valor esperado para meios-irmãos (Tabela 20). Com os valores de coancestria obteve-se o tamanho efetivo da variância ($\hat{N}_{e(v)}$) para cada população (3,592 para a população de floresta e 3,543 para a população de campo) (Tabela 20).

Para se obter uma população efetiva de 500 seria necessário que se coletasse sementes de pelo menos 139 indivíduos reprodutivos da

população de floresta, e de 132 indivíduos reprodutivos da população de campo ($\hat{m}_{(500)}$).

Tabela 20. Estimativas do sistema reprodutivo da população de *Butia eriostatha* de floresta e de campo.

Sistema de Cruzamento	Populações [95% IC]*	
	FLORESTA	CAMPO
Número de matrizes (número de progênies)	14 (115)	12 (116)
Taxa de cruzamento <i>multi-locus</i> : \hat{t}_m	0,865 [0,631-1,009]	0,930 [0,858-1,010]
Taxa de cruzamento <i>sigle-locus</i> : \hat{t}_s	0,848 [0,568-0,996]	0,935 [0,838-1,014]
Taxa de autofecundação: $\hat{s} = 1 - \hat{t}_m$	0,135 [0,000-0,369]	0,070 [0,000-0,142]
Autofecundação + cruz. aparentados: $1 - \hat{t}_s$	0,152 [0,004-0,432]	0,065 [0,000-0,162]
Taxa de cruzamentos entre aparentados: $\hat{t}_m - \hat{t}_s$	0,017 [0,000-0,097]	-0,005 [0,000-0,045]
Correlação <i>multi-locus</i> de paternidade: $\hat{r}_{p(m)}$	0,052 [0,000-0,124]	0,059 [0,000-0,104]
Coef. de endogamia dos parentais maternos: \hat{F}_m	0,060 [-0,200-0,158]	-0,036 [-0,200-0,084]
Proporção (%) de meios-irmãos: \hat{P}_{hs}	70,93 [39,44-97,82]	81,39 [71,81-100,0]
Proporção (%) de irmãos-completos: \hat{P}_{fs}	3,890 [0,000-9,187]	5,103 [0,000-9,431]
Proporção (%) de irmãos de autopolinização: \hat{P}_{ss}	1,800 [0,000-13,60]	0,500 [0,000-2,100]
Coancestria dentro de progênies: $\hat{\theta}_{xy}$	0,139 [0,117-0,150]	0,132 [0,118-0,141]
Coefficiente de endogamia da família: \hat{F}_0	0,002 [-0,197-0,189]	-0,004 [-0,216-0,187]
Tamanho efetivo da variância: $\hat{N}_{e(v)}$	3,592 [3,204-4,000]	3,783 [3,543-4,000]
Nº de matrizes para coleta de sementes: $\hat{m}_{(500)}$	139 [116-156]	132 [118-141]

*Intervalo de Confiança estimado a partir de 1.000 reamostragens *bootstrap*.

5.5.3. Estrutura genética espacial

A análise da estrutura genética interna foi realizada considerando-se todos os indivíduos adultos de *B. eriostatha* amostrados em cada população (104 indivíduos no campo e 197 indivíduos na floresta), e posteriormente, somente com os indivíduos reprodutivos, em separado (97 indivíduos no campo e 57 indivíduos na floresta).

Para a população de floresta, observou-se uma coancestria significativa entre indivíduos que estavam até aproximadamente 60 m de distância uns dos outros, sendo que o máximo valor de coancestria para a população foi observada na escala de distância de 15 m (\hat{F}_{ij} = 0,038). Quando somente os indivíduos reprodutivos foram analisados, não se observou coancestrias significativamente diferentes de zero em qualquer uma das escalas de distância analisadas (Figura 50).

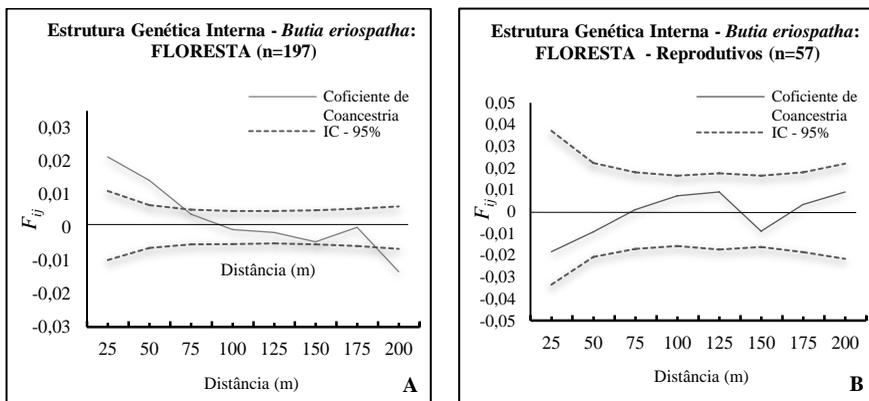


Figura 50. Estrutura genética interna da população de *B. eriospatha* de floresta. **A** – todos os indivíduos da população; **B** – somente os indivíduos reprodutivos. F_{ij} : coeficiente de coancestria de acordo com Nason (LOISELLE et al., 1995).

Para a população de campo, quando todos os indivíduos da população foram analisados, observou-se coancestria significativa até uma distância de aproximadamente 30 m, sendo que o máximo valor de coancestria observado para a população foi próximo à escala de distância de 15 m ($\hat{F}_{ij} = 0,051$). Ao se analisar a estrutura genética espacial dos indivíduos reprodutivos na população de campo observa-se que o padrão se mantém similar ao observado para todos os indivíduos da população (Figura 51).

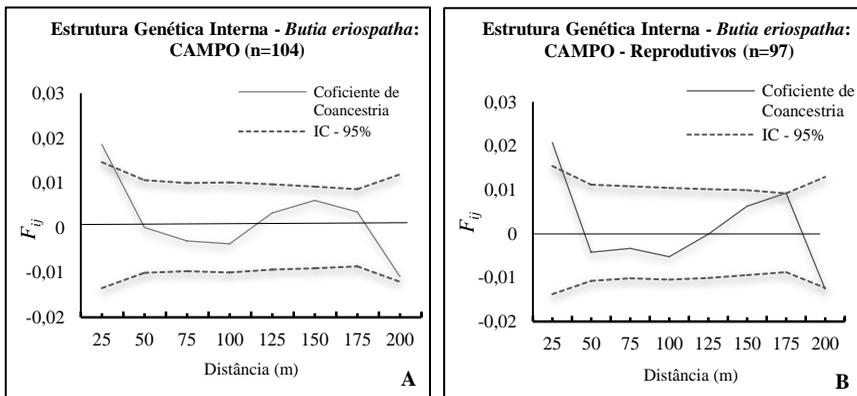


Figura 51. Estrutura genética interna da população de *B. eriospatha* de campo. **A** – todos os indivíduos da população; **B** – somente os indivíduos reprodutivos. F_{ij} : coeficiente de coancestria de acordo com Nason (LOISELLE et al., 1995).

5.6. DISCUSSÕES

Dos nove *loci* microssatélites utilizados neste estudo com *Butia eriospatha*, sete estão descritos em Nazareno et al. (2011). Ambas as populações (de campo e de floresta) apresentaram alelos que não estavam presentes nas duas populações utilizadas no *primer note* para a descrição desses sete *loci* (NAZARENO et al., 2011), nem em outras nove populações analisadas por Nazareno e Reis (2013-b), que também utilizaram os mesmos *loci* microssatélites. Isso reforça os resultados encontrados por Reis et al (2012) e por Nazareno e Reis (2013-b) que indicam que grande parte da diversidade genética de *B. eriospatha* no estado de Santa Catarina se encontra entre as populações, ou seja, a espécie apresenta elevados índices de estruturação genética.

Os dados de diversidade e estrutura genética referentes às progêneses devem ser considerados com parcimônia, já que não se utilizou plântulas amostradas diretamente nas populações, mas sim plântulas germinadas em condições de laboratório, de sementes tomadas ao acaso nas populações. Ou seja, as sementes não foram expostas às condições naturais de seleção. Contudo, julgou-se pertinente o esforço de estimar tais parâmetros nessa classe de indivíduos para que se tenha algum entendimento acerca da diversidade que é transmitida para as próximas gerações a partir dos indivíduos adultos reprodutivos de *B. eriospatha* em ambas as populações, já que não foram encontradas

plântulas regenerantes dentro das populações com tamanho amostral suficiente para este estudo, conforme já salientado no Capítulo III.

5.6.1. Diversidade e estrutura genética

Ao se comparar a população de *Butia eriospatha* de campo com a população de floresta, em relação ao nível de diversidade genética, poucas diferenças foram observadas, sobretudo ao se considerar os indivíduos adultos das populações. A principal diferença detectada foi o elevado número de alelos exclusivos dentro de cada população. Isso pode ser resultado de duas situações. A primeira é que no passado haviam barreiras isolando o fluxo entre as populações e os alelos sempre foram exclusivos de cada uma (SLATKIN, 1987); a segunda é que como não existe o surgimento de novas gerações há pelo menos 100 anos na população (confirmado pelo tamanho dos indivíduos atualmente), indivíduos que continham os alelos das outras populações – geralmente em baixas frequências – entraram em senescência e morreram, eliminando as chances desses alelos persistirem na população atualmente. Levando-se em consideração as evidências da fragmentação, discutidas no Capítulo II e da estrutura demográfica discutida no Capítulo III, a segunda opção se torna a mais provável.

Outro ponto a favor da segunda situação é que existem evidências de que o fluxo gênico entre ambas as populações pode ocorrer atualmente, visto que alelos exclusivos da classe dos adultos em uma das populações foi observado nas progênies da outra população, por exemplo, o alelo 276 do *locus but07* estava presente nos adultos da população de campo e não estava presente na população de floresta. Entretanto, esse mesmo alelo foi observado nas progênies da população da floresta.

Todos os alelos exclusivos de ambas as populações foram observados em frequências muito baixas, o que os torna extremamente vulneráveis aos efeitos de deriva genética (HARTL e CLARK, 2007). Uma prova disso é que na amostragem realizada para compor as populações de progênies, alguns desses alelos deixaram de existir (por exemplo os alelos 161 do *locus but06*, 200 do *locus but08*, 168 do *locus but09*, todos na população de floresta). Nazareno e Reis (2013-a), ao estudarem quatro populações naturais de *B. eriospatha*, utilizando nove marcadores microssatélites e amostragens que variaram entre 29 e 50 indivíduos, não detectaram nenhum alelo exclusivo na classe dos adultos. O que reforça que simplesmente devido à amostragem, muitos alelos podem não ser captados em populações de *B. eriospatha* e,

portanto, podem ser rapidamente perdidos caso uma parcela dos indivíduos adultos venha a morrer.

O elevado número de alelos exclusivos detectados em ambas as populações, tanto para adultos quanto para progênies, corrobora com a diferenciação genética (\hat{F}_{ST}) significativa observada entre as populações de campo e de floresta.

De uma maneira geral, o polimorfismo observado nos *loci* microssatélites utilizados foi baixo, variando entre 2 e 8 alelos por *locus* e com riqueza alélica variando entre 3,2 e 3,6. Nazareno e Reis (2013-a), observaram uma média de 4,4 alelos por *locus* também em *B. eriospatha*. Riquezas alélicas baixas também já foram observadas para outras espécies de palmeiras estudadas com microssatélites (RODRÍGUEZ-PEÑA et al., 2014). Entretanto, algumas espécies de palmeiras podem apresentar riquezas alélicas moderadas, como o *Oenocarpus batua* (6,5 alelos por *locus*) (OTTEWELL et al., 2012), e elevadas, como o *Euterpe edulis* (9,2 alelos por *locus*) (CARVALHO et al., 2015).

Considerando-se que em amostras maiores espera-se encontrar um maior número de alelos (KALINOWSKI, 2004), as pequenas diferenças observadas para os parâmetros relativos à riqueza de alelos podem estar relacionadas ao diferente número de indivíduos encontrados em cada população (197 na população de floresta e 104 na população de campo). Essa diferença evidencia o risco de perda e fixação de alelos decorrentes da maior mortalidade observada na população de campo (ver Capítulo III) e da ausência de regeneração observada para ambas as populações de *B. eriospatha*. Quando os dados de riqueza alélica dos indivíduos adultos foram corrigidos por rarefação para permitir uma comparação justa entre populações (LEBERG, 2002), observou-se o mesmo número de alelos por *locus* nas duas populações (3,3). Nazareno e Reis (2013-b) ao estudarem indivíduos adultos de oito populações naturais de *B. eriospatha* na região serrana de Santa Catarina, utilizando nove marcadores microssatélites, encontraram valores de riqueza alélica variando entre 2,56 e 3,67, após corrigirem os dados por rarefação. Ou seja, valores próximos aos constatados nas populações de floresta e campo deste estudo.

Ao se analisar as progênies em relação à riqueza alélica, observou-se uma diferença significativa entre a população de campo e de floresta, sendo que uma maior riqueza foi observada na população de campo. Ao se comparar as progênies com os indivíduos adultos quanto a esse parâmetro, observou-se uma redução no número de alelos na

população de floresta e um aumento na população de campo. Além disso, ao se comparar as populações quanto aos alelos exclusivos dessa geração, observou-se que a população de campo também foi superior (seis alelos para o campo e três para a floresta). Essas diferenças podem ser resultado do maior número de indivíduos reprodutivos observados na população de campo, conforme descrito no Capítulo III, pois isso permite que um maior número de indivíduos participe da formação de uma nova geração na população, diminuindo as chances de alelos menos frequentes serem perdidos. O tema referente ao sistema reprodutivo do *B. eriospatha*, nas duas populações, está abordado em maiores detalhes no item 5.6.2 deste capítulo.

Os índices de diversidade genética (\hat{H}_e) estimados para os adultos da população de floresta e de campo foram intermediários e similares (0,441 para a população de floresta e 0,445 para a população de campo), não apresentando diferença significativa entre si ($p > 0,05$). Valores próximos foram observados por Nazareno e Reis (2013-b) em oito populações naturais de *B. eriospatha* no estado de Santa Catarina (com o \hat{H}_e variando entre 0,400 e 0,520). Reis et al. (2012), ao investigarem a diversidade genética de 14 populações naturais de *B. eriospatha* no estado de Santa Catarina, por meio de marcadores isoenzimáticos, constataram que a microrregião de Curitiba (cinco populações) ficou abaixo da média geral de todas as populações estudadas quanto à heterozigiosidade esperada (\hat{H}_e), e as cinco populações dessa microrregião apresentaram de baixa a moderada diversidade genética. Portanto, já era esperado que as populações não apresentassem elevados índices de diversidade.

Estudos de diversidade genética com outras espécies de palmeiras tropicais encontraram índices de diversidade superiores aos observados para a espécie *B. eriospatha* (TARAZI, 2009; OTTEWELL et al., 2012; LANES et al., 2016 e RAMOS et al., 2016).

Os valores da heterozigiosidade observada (\hat{H}_o) de indivíduos adultos foram muito próximos dos valores de \hat{H}_e em ambas as populações. Isso produziu índices de fixação (\hat{f}) não significativamente diferentes de zero, o que indica que a probabilidade de existirem dois alelos idênticos por descendência em um *locus* dentro de um mesmo indivíduo é próxima de zero (ALLENDORF e LUIKART, 2007) nas duas populações. Reis et al. (2012) encontraram grande variação para esse parâmetro nas 14 populações de *B. eriospatha* estudadas, sendo que seis apresentaram índices de fixação elevados e significativos. Das oito

populações naturais de *B. eriospatha* estudadas por Nazareno e Reis (2013-b), somente duas não apresentaram \hat{f} significativos.

As progênies das populações do campo e da floresta apresentaram uma redução na \hat{H}_o , sobretudo na população de floresta. Ou seja, houve um aumento na taxa de *loci* em homozigose nas progênies, o que elevou os índices de fixação em comparação com os indivíduos adultos de suas respectivas populações. Entretanto, os índices de fixação, apesar de terem aumentado, continuaram não sendo significativos. Essa redução no número de heterozigotos pode estar relacionada aos cruzamentos entre indivíduos com um certo grau de parentesco dentro das populações (ver itens 5.6.2 e 5.6.3).

Tanto para os indivíduos adultos quanto para as progênies, observou-se divergências genéticas (\hat{F}_{ST}) significativas entre as populações de campo e de floresta. Isso significa que parte da diversidade genética de *B. eriospatha* também se distribui entre populações, indicando um certo grau de isolamento reprodutivo, mesmo com a pequena distância (2 km) existente entre as duas populações. Essa estruturação genética pode induzir à fixação e à perda de alelos ao longo do tempo, aumentando o número de indivíduos homozigotos e reduzindo a diversidade genética dentro das populações (HARTL e CLARK, 2007). Nazareno e Reis (2013-b) ao comparar par a par oito populações naturais de *B. eriospatha* estudadas em Santa Catarina, encontraram índices elevados e significativamente diferentes de zero de estruturação genética (\hat{F}_{ST}) para todas as combinações de populações, exceto uma. Reis et al. (2012) também observaram uma estruturação alta e significativamente diferente de zero entre as 14 populações de *B. eriospatha* estudadas.

Portanto, pode-se dizer que a espécie *B. eriospatha* tende a se estruturar em agrupamentos (populações) que restringem o fluxo gênico com outras populações. Entretanto, esse isolamento parece estar relacionado à mais fatores além da distância.

O fluxo gênico, nas plantas representado pela dispersão de sementes e pelo fluxo de pólen, tem influência direta na estrutura e diversidade genética, bem como no tamanho efetivo das populações naturais de plantas. O alcance à longas distâncias de pólen pode prevenir o isolamento genético de fragmentos florestais, permitindo que a população em cruzamento ultrapasse os limites dos fragmentos (COTTRELL et al., 2009). Todavia, o alcance do fluxo gênico, para evitar a estruturação genética de populações, depende da presença dos

vetores de dispersão de sementes (animais, no caso do *B. eriospatha*) e de polinizadores nas populações, além da permeabilidade da matriz onde as populações se encontram, como observado para a palmeira *Euterpe edulis* (Carvalho et al., 2015). Entretanto, o aumento da estruturação nas progênies, verificado pelo presente estudo, pode indicar uma deficiência desses vetores nas paisagens de ocorrência do *B. eriospatha*.

A combinação entre o ambiente de ocorrência (campo e floresta) e a estrutura demográfica (somente indivíduos adultos) nas populações de *B. eriospatha* também podem estar atuando na estruturação genética observada nos indivíduos adultos, conforme descrito por Loveless e Hamrik (1984) para populações de plantas no geral.

Ao passo que indivíduos morrem e novas gerações não são geradas, alelos menos favoráveis nos ambientes de ocorrência podem ser perdidos e junto com eles se perdem também alelos neutros menos frequentes. Ou seja, as alterações nas frequências alélicas (fixação e perda) não estão relacionadas à eventos aleatórios dentro das populações ou às pressões de seleção sobre as plântulas geradas ao longo do tempo (HARTL e CLARK, 2007), mas simplesmente pela seleção exercida sobre os indivíduos adultos.

Polinizadores de voo curto ou em quantidade insuficiente nas populações pode favorecer o cruzamento entre indivíduos aparentados, processo que contribui para o aumento da similaridade genética entre os indivíduos de uma mesma população e, conseqüentemente da proporção de *loci* em homozigose. A homozigose elevada favorece a expressão de alelos recessivos, o que causa a diminuição da capacidade de adaptação dos indivíduos frente às flutuações ambientais provocadas pelos fatores bióticos e abióticos.

O tamanho efetivo populacional (\widehat{N}_e) para os indivíduos adultos de *B. eriospatha*, ou o número de indivíduos que representam geneticamente as populações, foi exatamente igual ao número de indivíduos amostrados em ambas as populações (197 na população de floresta e 104 na população de campo), o que indica efeitos reduzidos de fixação nessas populações durante os eventos reprodutivos que deram origem a esses indivíduos. Já o tamanho efetivo populacional calculado para as progênies, mostrou-se inferior em ambas as populações com relação ao número de indivíduos amostrados, o que pode indicar a presença de cruzamento endogâmico nas populações (ver item 5.6.2).

5.6.2. Sistema Reprodutivo

De uma maneira geral, considerando-se os intervalos de confiança (95%) calculados para todas as estimativas do sistema reprodutivo, as populações de floresta e de campo de *Butia eriospatha* não apresentaram diferenças significativas entre si. Entretanto, ao se atentar para as implicações genéticas de cada estimativa notam-se diferenças importantes.

Os valores estimados para a taxa de cruzamento *multi-locus* (\hat{t}_m) – proporção de progênies geradas por cruzamento – não diferiram significativamente de um (1,0) em ambas as populações, confirmando a predominância de alogamia para o *B. eriospatha* de campo ($\hat{t}_m = 0,930$) e de floresta ($\hat{t}_m = 0,865$) no evento reprodutivo analisado. O amplo intervalo de confiança observado para a população de floresta pode estar associado à uma discrepância grande entre matrizes para o estimador calculado.

Um resultado similar ao obtido neste estudo foi observado por Nazareno e Reis (2012) para uma outra população de campo no estado de Santa Catarina, porém com um pequeno desvio significativo da unidade ($\hat{t}_m = 0,961$). Taxas de cruzamento similares foram observadas em outras espécies de palmeiras como, *Euterpe edulis* (SEOANE et al., 2005), *Astrocaryum aculeatum* (RAMOS et al., 2011), *Oenocarpus batua* (OTTEWELL et al., 2012), *Acrocomia aculeata* (LANES et al., 2016).

Muitas espécies de árvores tropicais possuem mecanismos para tentar impedir a autofecundação e o cruzamento entre indivíduos aparentados (DEGEN e SEBBENN, 2014). A espécie *Butia eriospatha*, por exemplo, apesar de monoica, apresenta inflorescências protândricas (NAZARENO e REIS, 2012) que evitam que o pólen das flores masculinas fecunde as flores femininas em uma mesma planta. Apesar disso, evidências foram apontadas por Nazareno e Reis (2012) indicando haver possibilidade de autofecundações na espécie.

A taxa de cruzamento *single-locus* (\hat{t}_s) – que indica qual a proporção dos cruzamentos na população que ocorreram entre indivíduos não relacionados geneticamente – não foi significativamente diferente de um (1) para a população de campo ($\hat{t}_s = 0,935$), indicando que provavelmente todas as sementes amostradas na população e utilizadas neste estudo foram provenientes de cruzamentos entre indivíduos reprodutivos não aparentados. Já para a população de floresta, a taxa de cruzamento *single-locus* diferiu significativamente de

um ($\hat{t}_s = 0,848$), indicando que apesar de não haverem sinais de autopolinização, uma pequena parcela das sementes amostradas para este estudo foram geradas a partir de cruzamentos endogâmicos. Essa proporção de \hat{t}_s verificada na população de floresta explica o aumento do índice de fixação observado nas progênies dessa população (ver item 5.6.1). O menor número de indivíduos reprodutivos na população de floresta em relação à população de campo (ver Capítulo III) pode ter exercido forte influência nesse padrão reprodutivo. Nazareno e Reis (2012) também verificaram desvios negativos quanto à taxa de cruzamento entre indivíduos não aparentados em uma população de *B. eriospatha* de campo, indicando a presença de endogamia. Entretanto, essas proporções encontradas para as taxas de cruzamento (\hat{t}_m e \hat{t}_s) podem variar de um evento reprodutivo para outro, conforme descrito para outras espécies arbóreas tropicais por Sebbenn (2006).

O índice $\hat{t}_m - \hat{t}_s$, que indica a proporção de cruzamentos ocorridos entre indivíduos aparentados, e o índice $1 - \hat{t}_s$, que indica qual a proporção da progênie oriunda de autofecundação ou de cruzamentos entre indivíduos aparentados, não foram diferentes de zero para a população de campo. Para a população de floresta, detectou-se um valor significativamente diferente de zero para esse índice, indicando a presença de endogamia na população em uma pequena proporção (0,152), conforme já detectado no \hat{t}_s .

A correlação *multi-locus* de paternidade ($\hat{r}_{p(m)}$) – índice que indica a proporção de cada progênie produzida por um único pai – apresentou baixa magnitude em ambas as populações (0,052 para a população de floresta e 0,059 para a população de campo), sendo limitadas pelo intervalo de confiança (95%) de 0,000 a 0,124 na população de floresta e de 0,000 a 0,104 na população de campo. Isso indica que na população de floresta, na média, ao menos oito pais participaram dos cruzamentos que deram origem às progênies amostradas. Na população de campo, na média, ao menos nove pais participaram dos cruzamentos que originaram as progênies amostradas. Nazareno e Reis (2012), encontraram um valor médio para $\hat{r}_{p(m)}$ de 0,442, indicando que menos de três pais participaram dos cruzamentos que formaram as progênies de *B. eriospatha* da população estudada. Lanes et al. (2016), ao estudarem uma população da palmeira *Acromia aculeata*, encontraram uma $\hat{r}_{p(m)}$ ainda menor (0,564), indicando que, na média das progênies, menos de dois pais participaram da formação de cada progênie.

A estimativa de $\hat{r}_{p(m)}$ também pode ser utilizada para se calcular a proporção de meios-irmãos e de irmãos completos nas populações. A proporção de meios-irmãos (\hat{P}_{hs}) nas populações de *B. eriospatha* de floresta (71%) e campo (81%) foram superiores à encontrada por Nazareno e Reis (2012) para uma outra população de *B. eriospatha* no estado de Santa Catarina (52%). Na população de campo inclusive existe a possibilidade de 100% de cada progênie ser formada por meios-irmãos (IC – 95%). A proporção de irmãos completos (\hat{P}_{fs}) e de irmãos de autopolinização (\hat{P}_{ss}) não diferiram de zero para nenhuma das duas populações. O que indica que dentre as sementes amostradas nas populações de campo e de floresta, dentro de cada progênie (filhos de uma mesma mãe), todas possuem pais distintos.

A coancestria calculada dentro das progênies ($\hat{\theta}_{xy}$), indica que há uma probabilidade de 13,9% na população de floresta e de 13,2% na população de campo de que dois alelos amostrados aleatoriamente em dois indivíduos de uma família sejam idênticos por descendência, conforme discutido em Sebbenn (2006). Esses valores não foram significativamente diferentes do esperado para famílias compostas por meios-irmãos (12,5%). Nazareno e Reis (2012) detectaram valores mais altos para a coancestria dentro de progênies de *B. eriospatha* (18,7%).

Considerando-se o evento reprodutivo estudado (2015-2016), para que se mantenha um tamanho efetivo populacional de 500 ($\hat{m}_{(500)}$) na população de *B. eriospatha* de floresta, seria necessário que se coletasse sementes de pelo menos 139 indivíduos reprodutivos. Caso fossem coletadas sementes de todos os indivíduos presentes na parcela amostrada de floresta, seria atingido um tamanho efetivo populacional de 208 somente. Dessa forma, recomenda-se que a coleta de sementes ultrapasse os limites da parcela estipulada como população e que se considere todo o fragmento de floresta como população (ver Capítulo II). Levando-se em conta a densidade de indivíduos reprodutivos na parcela de floresta (12 ind.ha⁻¹) (ver Capítulo III) e o tamanho do fragmento de floresta (100 ha), estima-se que existam mais de 1.000 indivíduos potenciais para a coleta de sementes na população.

Na a população de campo, para que se mantenha um tamanho efetivo populacional de 500 ($\hat{m}_{(500)}$), seriam necessários 132 indivíduos reprodutivos fornecedores de sementes, porém, assim como para a população de floresta, o número de indivíduos reprodutivos existentes na parcela considerada é inferior (101). Caso fossem coletadas sementes de todos os indivíduos reprodutivos da população de campo (101), seria

atingido um tamanho efetivo populacional de aproximadamente 382. Contudo, estima-se que na área total onde a população de campo foi amostrada (cerca de 20 ha), até 400 indivíduos reprodutivos podem estar presentes e, portanto, as coletas devem se estender para além da parcela.

Nazareno e Reis (2012) verificaram em outra população de *B. eriospatha* que para se atingir um tamanho efetivo populacional de 500 eram necessários 187 indivíduos reprodutivos fornecedores de sementes.

Considerando-se todas as estimativas geradas para o sistema reprodutivo de *B. eriospatha*, no evento reprodutivo de 2015-2016, a população de campo apresenta uma leve vantagem quanto à capacidade de manutenção de diversidade genética dentro da população ao longo do tempo, em relação à população de floresta. Contudo, ao se analisar os índices de diversidade genética das populações de adultos como um todo (item 5.5.1), percebe-se que geneticamente as populações são equivalentes e, portanto, apresentam o mesmo potencial de conservação genética. A diferença de maior relevância entre as populações, no sentido de afetar a reprodução e gerar progênies geneticamente menos diversas, é provavelmente o número de indivíduos reprodutivos presentes na população durante o evento reprodutivo estudado. Com um número reduzido de indivíduos reprodutivos existem menos possibilidades de combinações alélicas e, portanto, é mais provável que progênies mais aparentadas sejam geradas. Conforme já ressaltado anteriormente, isso pode mudar de um evento reprodutivo para outro (SEBBENN, 2006)

5.6.3. Estrutura genética espacial

A estrutura genética espacial (SGS), formada devido ao agrupamento de indivíduos aparentados dentro de populações, pode favorecer cruzamentos endogâmicos em espécies arbóreas (SEBBENN, 2006). As populações de *B. eriospatha* de floresta e de campo apresentaram algumas diferenças quanto à SGS de seus indivíduos adultos.

O máximo valor de coancestria para a população de floresta foi constatado na escala de distância de até 15 m ($\hat{F}_{ij} = 0,038$). Esse valor é inferior ao esperado entre indivíduos primos de primeiro grau (0,0625) e próximo ao esperado para meios-primos de primeiro grau (0,03125). Isso significa que, até uma escala de distância de 15 metros, a probabilidade de dois alelos amostrados aleatoriamente em dois indivíduos adultos serem idênticos por descendência na população é

menor que 4%, ou seja, são necessários mais de 25 indivíduos dentro dessa distância para que uma situação como essa seja detectada uma vez.

Considerando-se todos os indivíduos presentes na população de floresta, detectou-se estrutura familiar, ainda que de baixa intensidade, até uma escala de aproximadamente 60 metros. Entretanto, ao se analisar somente os indivíduos reprodutivos, a coancestria deixou de ser significativamente diferente de zero em qualquer escala de distância. Isso provavelmente seja um dos mecanismos da população de *B. eriospatha* de floresta para evitar cruzamentos endogâmicos.

Somado a isso, caso a hipótese apresentada no Capítulo III acerca da alternância de indivíduos reprodutivos dentro da população de floresta a cada evento reprodutivo fosse confirmada, poder-se-ia dizer ainda que, além de reduzir as chances de cruzamentos endogâmicos, esta população também varia as possibilidades de combinações alélicas geradas a cada ano.

Os artifícios verificados durante os estudos demográficos em ambiente de floresta, que determinam uma distribuição aleatória de indivíduos, sobretudo dos reprodutivos (ver Capítulo III), favorecem cruzamentos aleatórios dentro da população. Dessa forma, apesar de haver menos indivíduos participando do evento reprodutivo, o que aumenta os índices de fixação (ver item 5.5.1), os cruzamentos entre indivíduos próximos e possivelmente aparentados é reduzido.

Na população de campo, observou-se estrutura genética espacial significativa até uma escala de distância de aproximadamente 30 metros. A máxima estruturação genética espacial foi observada na escala de distância de 15 metros, com indivíduos apresentando uma coancestria (\hat{F}_{ij}) de 0,051, valor próximo ao esperado para indivíduos primos de primeiro grau (0,0625) e, portanto, superior ao observado para a população de floresta.

Como praticamente todos os indivíduos da população de campo são reprodutivos, não foram detectadas diferenças entre as análises de estrutura genética espacial realizadas para a população inteira e somente para os indivíduos reprodutivos.

Apesar de a população de campo apresentar uma estrutura genética espacial mais acentuada que a população de floresta, até uma escala de aproximadamente 15 metros, os efeitos decorrentes dos cruzamentos entre indivíduos aparentados nessa população, como endogamia, parecem perder importância devido ao grande número de

indivíduos reprodutivos presentes na população, pois isso permite que um maior número de pais participe dos cruzamentos, mantendo a diversidade nas progênes (ver item 5.6.1 e 5.6.2).

A fraca estrutura genética espacial observada em ambas as populações se deve, possivelmente, ao fato de a espécie não apresentar uma estrutura demográfica ideal com, por exemplo, diversas classes ontogenéticas e sobreposição de gerações, como discutido em Sebbenn (2006). Ao contrário desse cenário, tanto a população de campo quanto a de floresta são compostas somente por indivíduos extremamente velhos (ver Capítulo III), os quais ao longo do tempo entram em senescência e morrem. Isso, apesar de representar uma perda de alelos por deriva genética (ver item 5.6.1), por outro lado diminui a estrutura familiar dentro das populações. Estudos que analisaram a estrutura genética espacial em distintas classes ontogenéticas dentro de populações de palmeiras tropicais detectaram que há uma redução da estrutura familiar conforme os indivíduos avançam em classes demográficas, justamente por conta da mortalidade de indivíduos (CHOO et al., 2012; BROWNE et al., 2015).

Portanto, em populações como as de *B. eriospatha*, a dispersão de sementes, tão importante na determinação de estrutura familiar de populações de palmeiras (CHOO et al., 2012), gradativamente foi perdendo sua importância como fator determinante na distribuição da diversidade genética, e a mortalidade de indivíduos adultos passou a se tornar o principal fator a moldar a estrutura genética espacial de indivíduos tanto na população de campo quanto na de floresta.

5.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da curta distância entre as duas populações analisadas (2 km), a população de floresta e a de campo apresentam diferenciação genética significativa, além disso, ambas apresentam alelos exclusivos. Para os adultos, essa diferenciação se deve provavelmente à mortalidade de indivíduos ao longo do tempo. Para as progênes a diferenciação pode indicar uma deficiência no fluxo de pólen entre as populações.

Os níveis de diversidade genética são moderados e similares para as duas populações de *B. eriospatha*. Adicionalmente, devido à estrutura demográfica apresentada (ver Capítulo III), ambas estão severamente sujeitas aos efeitos da deriva genética. Devido ao menor número de indivíduos e mortalidade mais intensa, a população de campo poderá sofrer mais rapidamente perdas alélicas expressivas. Medidas que permitam a regeneração e o recrutamento de novos indivíduos nas populações podem atuar na manutenção da diversidade genética existente.

Tanto a população de *B. eriospatha* de campo quanto a de floresta apresentam sistema reprodutivo alogâmico. Contudo, cruzamentos endogâmicos foram confirmados na população de floresta, o que gerou progênes com menor diversidade genética. Isso é explicado pelo menor número de indivíduos reprodutivos na população de floresta em relação à população de campo. Estudos fenológicos e do sistema reprodutivo em mais eventos reprodutivos poderão confirmar se a população de floresta mantém os cruzamentos endogâmicos ou se mais indivíduos podem contribuir com aporte de pólen ao longo do tempo diminuindo a endogamia nas progênes.

A mortalidade dos indivíduos adultos ao longo do tempo parece ser o principal fator a moldar a estrutura genética espacial das populações de *B. eriospatha*, já que não existe recrutamento de novos indivíduos na população.

A estrutura genética espacial observada para os indivíduos adultos da floresta é anulada quando se considera somente os indivíduos reprodutivos da população, já na população de campo, a estrutura familiar se mantém.

A seleção natural, principal força evolutiva a fazer frente às pressões do ambiente e levar à adaptação das espécies, depende da formação de um grande número de progênes com elevada variabilidade genética adaptativa, para que aqueles que possuam maior *fitness* sobrevivam e passem a formar novas gerações nas populações. A falta de regeneração dentro das populações estudadas de *B. eriospatha* (ver

Capítulo III), não permite que processos evolutivos de fato ocorram ao longo do tempo. Os indivíduos adultos salvaguardam toda a variabilidade genética existente nas populações dessa espécie e, portanto, se nada for feito para garantir a sobrevivência desses indivíduos e de suas progênes, em ambiente natural, não serão perdidos somente alelos, mas também a capacidade de adaptação e evolução do *B. eriospatha* frente às possíveis alterações das condições ambientais ao longo do tempo.

Assim como a estrutura demográfica e os padrões de distribuição espacial (Capítulo III), a conformação da diversidade genética em populações de espécies arbóreas pode ser influenciada e moldada pelas atividades antrópicas desenvolvidas dentro e no entorno dessas populações. Dessa maneira, parte dos resultados observados neste estudo sobre a diversidade genética do *B. eriospatha* se deve à pressão gerada sobre a paisagem e sobre as populações dessa espécie ao longo do tempo pelos seres humanos (coleta de frutos, desmatamento, retirada de indivíduos adultos, produção do gado, e fogo). Uma outra parte se deve às características inerentes à própria espécie e ao ambiente de ocorrência das populações. Portanto, sem que haja estudos genéticos de longo prazo nas populações, é difícil conseguir separar esses grupos de fatores.

5.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

As referências bibliográficas deste capítulo encontram-se no capítulo VI.

6. Capítulo VI: CONSIDERAÇÕES FINAIS E REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

6.1. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho trouxe uma nova perspectiva quanto à ocorrência da palmeira *Butia eriospatha*. Populações que ocorrem sob a floresta com araucária foram confirmadas tanto em tempos recentes (2012-2016), quanto no passado (1957) e, portanto, comprovou-se não se tratar de uma espécie exclusiva do ambiente de campo.

Muitas das transformações observadas na paisagem ao longo do tempo foram provocadas pelo homem e podem ter influência direta sobre o fluxo gênico da espécie. Devido à perda de habitat e fragmentação, a área de ocorrência do *B. eriospatha* diminuiu consideravelmente na região de Curitiba-SC.

As populações estudadas – uma de campo e outra de floresta – apresentaram estruturas demográficas similares, mantendo somente indivíduos adultos (possivelmente centenários) e com recrutamento de indivíduos regenerantes ausente. Entretanto, foram observadas grandes diferenças em relação à densidade de indivíduos, proporção de indivíduos reprodutivos, DAP e padrão de distribuição espacial. Na população de floresta, observou-se uma maior densidade de indivíduos, que se distribuem de maneira aleatória no ambiente, porém, a população apresenta uma menor proporção de indivíduos reprodutivos do que a população de campo.

O potencial reprodutivo dos indivíduos adultos de *B. eriospatha* de floresta parece ser determinado por interações ecológicas marcantes, como a dinâmica de clareiras e a presença de herbivoria na população. Os indivíduos de *B. eriospatha* da população de campo se distribuem de maneira agregada na paisagem, sendo que praticamente todos são reprodutivos. Isso se deve principalmente à homogeneidade do ambiente de campo.

Ambas as populações de *B. eriospatha* apresentaram grande potencial de conservação da diversidade e de seleção para produtividade e qualidade de frutos, pois mostraram ampla variabilidade intra- e interpopulacional com relação às características avaliadas. Com exceção do peso dos pirênios e comprimento dos frutos, a população de campo apresentou os maiores valores para todas as características avaliadas. Contudo, a população de floresta apresentou a maior amplitude para todos os dados contínuos.

Diferenças observadas em certas características morfológicas nos frutos também podem determinar consequências ecológicas importantes na manutenção e dispersão das populações de *B. eriospatha*. Por exemplo, os pirênios menores, observados na população de campo, podem alcançar maiores distâncias, impactando positivamente a dispersão da espécie. Por outro lado, maiores pirênios, observados na população de floresta, podem possuir maior potencial germinativo e de reserva para plântulas, o que representa uma maior chance de sobrevivência nos primeiros meses de vida de um indivíduo.

Os indivíduos adultos de *B. eriospatha* das populações de campo e de floresta, apresentaram índices similares de diversidade genética e próximos aos valores observados na literatura para a espécie. O que chamou a atenção foi o número de alelos exclusivos encontrados em cada população e a estruturação genética significativa, apesar de as duas distarem apenas dois quilômetros uma da outra. Ao se analisar as progênes das duas populações a estruturação foi ainda maior, comprovando a presença de efeitos de deriva genética.

A análise do sistema reprodutivo mostrou que independentemente do ambiente, o *B. eriospatha* apresentou sistema reprodutivo exclusivamente alogâmico. Entretanto, cruzamentos endogâmicos foram confirmados na população de floresta, o que reduziu a proporção de heterozigotos nas progênes da população. Apesar de não ter se verificado cruzamentos endogâmicos na população de campo, suas progênes também apresentaram uma redução na proporção de indivíduos heterozigotos.

Ambas as populações apresentaram uma estrutura genética familiar significativa até uma determinada distância. A população de campo, por exemplo, mostrou uma coancestria significativa até aproximadamente 30 m, com uma maior intensidade aos 15 m, onde seus indivíduos apresentaram um nível de parentesco próximo ao de primos de primeiro grau. Já para a população de floresta, observou-se uma coancestria significativa até aproximadamente 60 m, com a maior intensidade aos 15 m, no qual o parentesco observado foi próximo ao de meios-primos de primeiro grau. Entretanto, o parentesco entre indivíduos na população de floresta foi anulado ao se analisar somente indivíduos reprodutivos na população. Isso pode indicar que as interações ecológicas levantadas para a população de floresta, como a dependência de clareiras para se tornar reprodutivo, ou a inibição do estado reprodutivo por lagartas, contribuem para reduzir os cruzamentos entre indivíduos aparentados.

Pode parecer um contrassenso o fato de a variabilidade fenotípica intra e interpopulacional observada nos frutos de *B. eriospatha* ter sido alta, enquanto a diversidade genética verificada nas mesmas populações ter sido intermediária. Entretanto, a diversidade genética, neste caso, considera somente regiões supostamente neutras do genoma que não estão sujeitas à Seleção Natural e, portanto, varia de maneira distinta à variação fenotípica. Como os indivíduos dessas populações de *B. eriospatha* foram submetidos à algum tipo de seleção no passado, as regiões neutras do genoma aqui avaliadas acabaram sendo expostas à deriva genética, o que contribuiu para produzir perdas de diversidade genética nas populações.

A variabilidade fenotípica possui componentes genéticos (de regiões adaptativas do genoma), componentes ambientais, componentes de interações desses dois fatores, além de componentes epigenéticos e, portanto, é determinada, em grande parte, pela força evolutiva de Seleção Natural e tem um potencial de variação muito maior do que os *loci* neutros utilizados para a avaliação de diversidade genética.

Levando-se em consideração todas as informações geradas por este estudo, e o fato de a espécie *Butia eriospatha* não estar protegida em nenhuma unidade de conservação no estado de Santa Catarina, verifica-se que, tanto populações de campos abertos, quanto populações de floresta, se encontram em estado de conservação extremamente preocupante.

Apesar de as populações estudadas terem apresentado índices intermediários de diversidade genética, ambas não apresentam sequer um indivíduo juvenil (< 1 m) recrutado e, portanto, toda a diversidade de alelos existente se encontra em indivíduos velhos e senescentes. Nesse sentido, para que a diversidade genética de *B. eriospatha* possa ser mantida, deve-se criar mecanismos que assegurem regeneração e recrutamento de novos indivíduos nessas populações, como por exemplo, por meio da exclusão completa do gado em trechos da paisagem com maior concentração de indivíduos reprodutivos, ou pela exclusão temporária do gado nas populações, pela qual se reduziria o tempo de exposição das plântulas regenerantes à herbivoria, dando tempo de ao menos algumas plantas permanecerem vivas. Caso isso não seja feito, por uma questão lógica, ambas as populações estão fadadas a desaparecerem.

Considerando a possibilidade de parte das duas populações estudadas serem destinadas à coleta e conservação de germoplasma, uma atenção especial deve ser dada à área mínima necessária para a

coleta de sementes. Para a população de floresta, por exemplo, ao se considerar o número de indivíduos reprodutivos existentes na população, uma área mínima de 12 ha seria necessária. Dessa maneira seria possível coletar sementes de modo a manter a diversidade genética à longo prazo da população. Para a população de campo, a área mínima necessária seria de 7 ha. Entretanto, adverte-se que até uma distância de 60 metros entre plantas na população de floresta, e de 30 metros na população de campo, observou-se coancestria significativa entre indivíduos e, portanto, deve-se evitar a coleta de sementes de indivíduos que se encontram a essas distâncias.

Ao se assegurar que a diversidade genética seja transferida para novas gerações, garante-se também que os processos evolutivos da espécie continuem existindo, visto que as populações apresentam reprodução exclusivamente alogâmica.

O grande número de alelos exclusivos observado ressalta a importância de se conservar de maneira efetiva a diversidade genética de ambas as populações, além de se tentar reestabelecer o fluxo gênico entre elas.

Como destacado no Capítulo II, o *Pinus* spp. substituiu grande parte da paisagem de florestas com araucárias e campos com butiás, reduzindo as áreas de habitats da espécie. Esse importante fator pode contribuir para isolamento funcional das populações remanescentes de *B. eriospatha*. Contudo, a promoção de corredores de floresta com araucárias entre populações poderia reduzir a estruturação e aumentar a diversidade genética do conjunto total de indivíduos.

Dada a alta variabilidade fenotípica observada entre indivíduos e entre populações de *B. eriospatha* para características morfológicas dos frutos, além da ampla gama de produtos potenciais originados a partir desse recurso, a utilização e o melhoramento dos frutos de *B. eriospatha* para produtividade e qualidade são vistos de maneira positiva. Isso poderia aumentar a valorização local e regional do *B. eriospatha*, dando maior visibilidade e apreço à espécie, o que pode resultar em políticas públicas para a sua conservação e uso sustentável.

Espera-se que estudos futuros possam preencher lacunas deixadas pelos estudos realizados até o momento em relação à autoecologia da espécie *B. eriospatha* tanto em ambiente de campo quanto de floresta.

Experimentos de longo prazo envolvendo a exclusão do gado em ambos os ambientes de ocorrência da espécie, por exemplo, são essenciais no sentido de esclarecer questões acerca da regeneração e recrutamento de novos indivíduos nas populações. Pesquisas sobre o

fluxo gênico contemporâneo entre indivíduos e populações, bem como sobre a diversidade, a abundância e a intensidade das atividades forrageiras dos principais animais polinizadores e dispersores de sementes dessa espécie, em ambos os ambientes, também são extremamente importantes.

A falta de informações sobre a capacidade produtiva de frutos de *B. eriospatha* e sobre o consumo de frutos por humanos e animais silvestres, impossibilita inferências mais precisas a respeito dos riscos de extinção da espécie associados a estes fatores ou de possíveis manejos para o uso sustentável desse recurso e, por isso, também devem ser investigados.

6.3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACR. Anuário estatístico de base florestal para o estado de Santa Catarina. Ano base: 2013. Associação Catarinense de Empresas Florestais. Disponível em: <<http://www.acr.org.br/download/biblioteca/500anuario+estatistico+floral+acr+2014+site.pdf>>. Acessado em: 30/06/2015, 2014.

ANDREAZZI, C. S.; PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S. Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 554-574, 2009.

ALARCON, G. G. Transformação da paisagem em São Bonifácio – SC entre a percepção de agricultores e familiares, as práticas de uso do solo e aspectos da legislação ambiental. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

ALLENBORG, F. W.; LUIKART, G. *Conservation and the genetics of populations*. Blackwell Publishing. 642 p., 2007.

ALVES, I. et al. Distribuição e padrão espacial da Palmeira *Syagrus pseudococos* (Raddi) Glassman (Arecaceae), em um trecho de encosta na Serra do Mar, Ubatuba-SP, Brasil. **Revista Biociências da Universidade de Taubaté**, v. 17, n. 2, 2011.

AMADEU, L. S. N.; SAMPAIO, M. B.; SANTOS, F. A. M. *Influence of light and plant size on the reproduction and growth of small palm tree species: Comparing two methods for measuring canopy openness*. **American Journal of Botany**, v. 103, n. 9, p. 1678-1686, 2016.

ARAÚJO, E. J. G. et al. *Spatial pattern of tree species of a semideciduous seasonal forest fragment*. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 57, n. 2, p. 166-171, 2014.

ASH, J. *Demography and production of *Balaka microcarpa* Burret (Arecaceae), a tropical understorey palm in Fiji*. **Australian journal of botany**, v. 36, n. 1, p. 67-80, 1988.

AZAMBUJA, A. C. Demografia e Fenologia Reprodutiva de *Butia capitata* (Mart.) Becc.(Arecaceae) em Arambaré, Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Botânica. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

BADDELEY, A.; RUBAK, E.; TURNER, R. *Spatial Point Patterns: Methodology and Applications with R*. London: Chapman and Hall/CRC Press. Disponível em: <<http://www.crcpress.com/Spatial-Point-Patterns-Methodology-and-Applications-with-R/Baddeley-Rubak-Turner/9781482210200/>>, 2015.

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

BAROT, S.; GIGNOUX, J.; MENAUT, J. C. *Demography of a savanna palm tree: predictions from comprehensive spatial pattern analyses*. **Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1987-2005, 1999.

BARROS, P. L. C. Estudo fitossociológico de uma floresta tropical úmida no planalto de *Curuá-Una*, Amazônia Brasileira. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, 1986.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Editora Artmed. Porto Alegre. 752 p., 2007.

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

BERNAL, R. et al. *Palm Management in South America*. **The Botanical Review**. The New York Botanical Garden, 2011.

BERNARDI, A. P. Estrutura genética e demográfica de *Podocarpus lambertii* Klotzch Ex Endl. em uma paisagem de campo. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais. Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

BONDAR, G. **Palmeiras do Brasil**. Instituto de Botânica, p. 159, São Paulo, 1964.

BONOMO, M.; CAPELETTI, L. E. *Uso prehispánico de las palmeras S. romanzoffiana y Butia yatay em el Nordeste argentino: aportes desde la etnografía y la biometria*. **Revista del Museo de Antropología**, 7 (2), p. 227-234, 2014.

BOURSCHEID, K. *Butia eriospatha* – butiá-da-serra. In: CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul**. MMA: Brasília, p.156-158, 2011.

BREED, M. F. et al. *Mating patterns and pollinator mobility are critical traits in forest fragmentation genetics*. **Heredity**, v. 115, n. 2, p. 108-114, 2013.

BREWER, S. W. *Predation and dispersal of large and small seeds of a tropical palm*. **Oikos**, v. 92, n. 2, p. 245-255, 2001.

BROWNE, L.; OTTEWELL, K.; KARUBIAN, J. *Genetic consequences of habitat loss and fragmentation for the neotropical palm *Oenocarpus bataua**. **Heredity**, v. 115, n. 5, p. 389-395, 2015.

BÜTTOW, M. V. Etnobotânica e caracterização molecular de *Butia* sp. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Agronomia. Universidade Federal de Pelotas, 2008.

BÜTTOW, M. V. et al. Conhecimento tradicional associado ao uso de butiás (*Butia* spp., Arecaceae) no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 31, n. 4, p. 1069-1075, 2009.

CAPRETZ, R. L. et al. Padrão espacial de quatro formações florestais do estado de São Paulo, através da função K de Ripley. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 3, p. 551-565, Santa Maria, 2012.

CARVALHO, M. M. X. O desmatamento de florestas de araucária e o Médio Vale do Iguazu: uma história de riqueza madeireira e colonizações. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em História. Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

CARVALHO, M. M. X.; NODARI, E. S. As fases da exploração madeireira na floresta com araucária e os progressivos avanços da indústria madeireira sobre as florestas primárias (1870-1970). **Anais do Simpósio Internacional de História Ambiental e Migrações**, 2012.

CARVALHO, C. S. et al. *Contemporary and historic factors influence differently genetic differentiation and diversity in a tropical palm*. **Heredity**, v. 115, n. 3, p. 216-224, 2015.

CAZELLA, A. A.; BÚRIGO, F. L. O desenvolvimento territorial no planalto catarinense: o difícil caminho da intersetorialidade. **Revista Extensão Rural**, 15, 5-30, 2008.

CECCON-VALENTE, M. F.; NEGRELLE, R. R. B. Demografia de *Geonoma gamiova* em área de extrativismo foliar. **Ciência Rural**, v. 43, n. 7, p. 1218-1222, 2013.

CERQUEIRA, R. et al. Fragmentação: Alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S (organizadores). **Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: 2ª ed., MMA/SBF, 510 p., 2005.

CHOO, J.; JUENGER, T. E.; SIMPSON, B. B. *Consequences of frugivore-mediated seed dispersal for the spatial and genetic structures of a neotropical palm*. **Molecular Ecology**, v. 21, n. 4, p. 1019-1031, 2012.

CLEMENT, C.; *Origin and Domestication of Native Amazonian Crops*. **Diversity**, v. 2, p. 72-106, 2010.

COCKERHAM, C. C. *Variance of gene frequencies*. **Evolution**, 23, p. 72-84, 1969.

CONSEMA-SC. Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina. Resolução nº 51, 5 de dezembro de 2014, 2014.

COTTRELL, J. E. et al. *Contemporary pollen flow, characterization of the maternal ecological neighbourhood and mating patterns in wild cherry (*Prunus avium* L.)*. **Heredity**, 103, p. 118–128, 2009.

COUSENS, R.; DYTHAM, C.; LAW, R. ***Dispersal in plants: a population perspective***. Oxford University Press. 221 p., 2008.

CUSHMAN, S. A.; MCRAE, B. H.; MCGARIGAL, K. Basics of Landscape Ecology: *An Introduction to Landscapes and Population Processes for Landscape Geneticists*. In: BALKENHOL, N. et al.

Landscape Genetics: Concepts, Methods, Applications. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, p. 35-57, 2016.

DEGEN, B.; SEBBENN, A. M. *Genetics and tropical forests*. **Tropical Forestry Handbook**. Berlin Heidelberg: Springer, p. 1-30, 2014.

DISLICH, R.; KISSER, N.; PIVELLO, V. R. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 1, p. 55-64, 2002.

DOYLE, J. J.; DOYLE, J. L. *Isolation of plant DNA from fresh tissue*. **Focus**, 12:13 -15, 1990.

ELOY, J. Polinização, produção e qualidade de butiá (*Butia odorata* Barb. Rodr.) Noblick & Lorenzi. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Universidade Federal de Pelotas, 2013.

ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2012.

ETCHEBARNE, V.; BRAZEIRO, A. *Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration*. **Forest Ecology and Management**, v. 362, p. 120-129, 2016.

FAHRIG, L. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FINGER A. et al. *Forest fragmentation genetics: what can genetics tell us about forest fragmentation?* In: KETTLE, C. J.; KOH, L. P. (editores). **Global Forest Fragmentation**. CAB International, 2014.

FIOR, C. S. et al. Superação de dormência em sementes de *Butia capitata*. **Ciência Rural**, v. 41, n. 7, p. 1150-1153, 2011.

FOSTER, S. A. *On the adaptive value of large seeds for tropical moist forest trees: a review and synthesis*. **The Botanical Review**, v. 52, n. 3, p. 260-299, 1986.

FRAGOSO, J. M. V.; KIRSTEN, M. S.; CORREA, J. A. *Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees*. **Ecology**, v. 84, n. 8, p. 1998-2006, 2003.

FRANCO, T. L.; HIDALGO, R. *Análisis Estadístico de Datos de Caracterización Morfológica de Recursos Fitogenéticos*. **Boletín técnico no. 8, Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI)**. Cali, 89 p., 2003.

FREITAS, C. et al. *Restriction limits and main drivers of fruit production in palm in central Amazonia*. **Acta Oecologica**, v. 77, p. 75-84, 2016.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE. **Atlas dos remanescentes Florestais da Mata Atlântica**, período 2008 – 2010, 2011.

FUTUYMA, D. J. *Evolution*. Sinauer Associates INC. Massachusetts. 603 p., 2005.

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, p. 286-293, 1998.

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

GALETTI, M.; GUIMARÃES JR, P. R. *Seed dispersal of *Attaleaphalerata* (Palmae) by Crested caracaras (*Caracara plancus*) in the Pantanal and a review of frugivory by raptors*. **Ararajuba**, v. 12, n. 2, p. 133-135, 2004.

GALETTI, M. et al. *Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the atlântic forest of Brazil*. **Biological Conservation**, v. 82, p. 31-39, 1997.

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

GOUDET, J. F. (Version 2.9.3.2. - 2002): *A computer program to calculate F-statistics*. **Journal of Heredity**, v. 86, n. 6, p. 485-486, 1995.

GUO, S. W.; THOMPSON, E. A. *Performing the exact test of Hardy-Weinberg proportion for multiple alleles*. **Biometrics**, p. 361-372, 1992.

PALUDO, G. F. Aspectos populacionais de *Araucaria angustifolia* em paisagem de campo e de floresta. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. *PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 9, 2001.

HARDY, O.; VEKEMANS, X. SPAGeDI: *a versatile computer program to analyze spatial genetic structure at the individual or population levels*. **Mol. Ecol. Notes**, 2: 618620, 2002.

HARTL, D. L.; CLARK, A. G. *Principles of population genetics*. Sunderland: Sinauer associates. 652 p., 1997.

HOFFMANN, J. F.; BARBIERI, R. L.; ROMBALDI, C. *Butia* spp. (Arecaceae): *An overview*. **Scientia Horticulturae**, v.179, p. 122-131, 2014.

HUTCHINGS, M. J. The structure of plant populations. In: CRAWLEY, M. J. (editor) **Plant Ecology**, Second Edition, p. 325-358, 1997.

IRIARTE, J. et al. *Emergent Complexity, Changing Landscapes, and Spheres of Interaction in Southeastern South America During the Middle and Late Holocene*. **Journal of Archaeological Research**, p. 1-63, 2016.

IUCN. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2015.1. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acessado em: 29 de junho de 2015, 2015.

JABLONKA, E; LAMB, M J. *Evolution in four dimensions, revised edition: Genetic, epigenetic, behavioral, and symbolic variation in the history of life*. MIT press, 2005.

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

JOHNSON, D. V. *Worldwide Endangerment of Useful Palms*. In: BALICK, M. J. (editor). **The Palm – Tree of Life: Biology, Utilization and Conservation (Advances in Economic Botany, Vol. 6)**, New York Botanical Garden, p. 282, 1998.

KALINOWSKI, S. T. *Counting alleles with rarefaction: private alleles and hierarchical sampling designs*. **Conservation Genetics**, v. 5, n. 4, p. 539-543, 2004.

KRZYWINSKI, M; ALTMAN, N. *Points of significance: visualizing samples with box plots*. **Nature methods**, v. 11, n. 2, p. 119-120, 2014.

LANES, E. C. M et al. *Mating system and genetic composition of the macaw palm (*Acrocomia aculeata*): Implications for breeding and genetic conservation programs*. **Journal of Heredity**. 107 (6): 527-536, 2016.

LEBERG, P. L. *Estimating allelic richness: effects of sample size and bottlenecks*. **Molecular Ecology**, v. 11, p. 2445-2449, 2002.

LEWIS, P. O.; ZAYKIN, D. *GDA-Genetic Data Analysis: version 1.1 for Windows*, 2002.

LI, L. et al. *Spatial distributions of tree species in a subtropical forest of China*. **Oikos**, v. 118, n. 4, p. 495-502, 2009.

LI, C. C. **Population genetics**. Chicago: University Chicago Press, 366 p., 1976.

LIMA, E. S. et al. *Diversidade, estrutura e distribuição espacial de palmeiras em um cerrado *sensu stricto* no Brasil Central-DF*. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 3, p. 361-370, 2003.

LIMA, I. L. P.; SCARIOT, A.; GIROLDO, A. B. *Sustainable Harvest of Mangaba (Hancornia speciosa) fruits in northern Minas Gerais, Brazil*. **Economic botany**, v. 67, n. 3, p. 234-243, 2013.

LOISELLE, B. A. *Spatial genetic structure of a tropical understory shrub, Psychotria officinalis*. **American Journal of Botany**, 82, p. 1420-1425, 1995.

LORENZI, H. et al. **Flora Brasileira Lorenzi: Arecaceae (palmeiras)**. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 384 p, 2010.

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

LOVELESS, M. D.; HAMRICK, J. L. *Ecological determinants of genetic structure in plant populations*. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 15, n. 1, p. 65-95, 1984.

MACÍA, M. J. et al. *Palm uses in northwestern South America: a quantitative review*. **The Botanical Review**, v. 77, n. 4, p. 462-570, 2011.

MARIOT, A. et al. *Estrutura populacional e incremento corrente anual de casca-de-anta (Drimys brasiliensis Miers-Winteraceae) em Caçador, Santa Catarina, Brasil*. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v. 12, n. 2, p. 168-178, 2010.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. et al. *Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves*. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 19, p. 5323-5328, 2016.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>, 2012.

METZGER, J.P. *Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas?* In: KAGEYAMA, P. Y. et al. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAF. Botucatu-SP. P. 49-76. 2008.

MILANESI, L.; PERONI, N.; REIS, M. S. *Use of palm Euterpe edulis martius in landscape units managed by migrants of German origin in Southern Brazil. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, v. 9, p. 47, 2013.

MISTURA, C. C. et al. *Descriptors for Butiá (Butia odorata (Barb. Rodr.) Noblick). Biodiversity International, Rome, Italy and Brazilian Agriculture Reserch Corporation, Embrapa Temperate Agriculture, Pelotas, RS, Brazil, 2015.*

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, 2014.

MONTEIRO, E. A.; FISCH, S. T. V. Estrutura e padrão espacial das populações de *Bactris setosa* Mart e *B. hatschbachii* Noblick Ex A. Hend (Arecaceae) em um gradiente altitudinal, Ubatuba (SP). **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 111-117, 2005.

MUNSELL COLOR CHART, Munsell Color Chart for Plant Tissues. GretagMacbeth LLC, 1977.

NASCIMENTO, M. T. et al. *The Imperial Palm (Roystonea oleracea (Jacq.) OF Cook) as an invasive species of a wetland in Brazilian Atlantic forest. Wetlands ecology and management*, v. 21, n. 5, p. 367-371, 2013.

NAZARENO, A. G.; ZUCCHI, M. I.; REIS, M. S. *Microsatellite markers for Butia eriospatha (Arecaceae), a vulnerable palm from the Atlantic Rainforest of Brazil. American Journal of Botany*, v. 98, n.7, p. e198-e200, 2011.

NAZARENO, A. G.; REIS, M. S. *Linking phenology to mating system: exploring the reproductive biology of the threatened palm species Butia eriospatha. Journal of Heredity*. 103, p. 842-852, 2012.

NAZARENO, A. G. Conservação de *Butia eriospatha* (Martius ex. Drude) Beccari (Arecaceae): uma espécie da flora brasileira ameaçada de extinção. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais. Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

NAZARENO, A. G.; REIS, M. S. *Where did they come from? Genetic diversity and forensic investigation of the threatened palm species Butia eriospatha*. **Conservation Genetics**. Vol. 15. Issue 2, pp 441-452, 2013 (a).

NAZARENO, A. G.; REIS, M. S. *At Risk of Population Decline? An Ecological and Genetic Approach to the Threatened Palm Species Butia eriospatha (Arecaceae) of Southern Brazil*. **Journal of Heredity**. 2014: 105(1): 120–129, 2013 (b).

NETO, J. T. F.; CLEMENT, C. R.; RESENDE, M. D. V. Estimativas de parâmetros genéticos e ganho de seleção para produção de frutos em progênies de polinização aberta de pupunheira no Estado do Pará, Brasil. **Bragantia**, v. 72, n. 2, p.122-126, Campinas, 2013.

NEWBOLD, T. et al. *Global effects of land use on local terrestrial biodiversity*. **Nature**, v. 520, 2015.

NOELLI, F. S. A ocupação humana na região sul do Brasil: Arqueologia, debates e perspectivas 1872 – 2000. **REVISTA USP**, São Paulo, n.44, p. 218-269, 2000.

ODUM, E. P. **Basic Ecology**. Saunders College Pub. 325 p. 1983.

OKOYE, M. N.; OKWUAGWU, C. O.; UGURU, M. I. Population improvement for fresh fruit bunch yield and yield components in oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.). **American-Eurasian Journal of Scientific Research**, v. 4, n. 2, p. 59-63, 2009.

OLIVEIRA, K. F. et al. Estrutura e distribuição espacial de populações de palmeiras em diferentes altitudes na Serra do Mar, Ubatuba, São Paulo, Brasil. **Rodriguésia-Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, v. 65, n. 4, p. 1043-1055, 2014.

OSTROROG, D. R. V.; BARBOSA, A. A. A. Biologia reprodutiva de *Geonoma brevispatha* Barb. Rodr.(Arecaceae) em mata de galeria inundável em Uberlândia, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 3, p. 479-488, 2009.

OTTEWELL, K. et al. *The pollen dispersal kernel and mating system of an insect-pollinated tropical palm, Oenocarpus bataua*. **Heredity**, v. 109, n. 6, p. 332–339, 2012.

OYAMA, K. *Variation in growth and reproduction in the neotropical dioecious palm Chamaedorea tepejilote*. **The Journal of Ecology**, p. 648-663, 1990.

PASSOS, C. D.; ARAGÃO, W. M.; PASSOS, E. E. M. Herdabilidade de Caracteres Reprodutivos de Cultivares de Coqueiro Anão. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 1, p. 336-338, Porto Alegre, 2007.

PEAKALL, R.; SMOUSE, P. E. GenAlEx 6.5: *genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research – an update*. **Bioinformatics**, 28, 2537-2539, 2012.

PIÑERO, D.; SARUKHAN, J. *Reproductive behaviour and its individual variability in a tropical palm, Astrocaryum mexicanum*. **The Journal of Ecology**, p. 461-472, 1982.

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.

RAMOS, S. L. F. et al. *Determination of the mating system of Tucumã palm using microsatellite markers*. **Crop Breeding and Applied Biotechnology**, v. 11, n. 2, p. 181-185, 2011.

RAMOS, S. L. F. et al. *Spatial genetic structure, genetic diversity and pollen dispersal in a harvested population of Astrocaryum aculeatum in the Brazilian Amazon*. **BMC genetics**, v. 17, n. 1, p. 63, 2016.

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

REIS, M. S. et al. *Distribuição da diversidade genética e conservação das espécies arbóreas em remanescentes florestais de Santa Catarina*. In: VIBRANS, A. C. et al. (editores). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e Conservação dos Remanescentes Florestais**. Editora da FURB, Blumenau, 2012.

REITZ, R. **Palmeiras. (Flora Ilustrada Catarinense-PALM)**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. p. 189, 1974.

- RIBEIRO, M. C. et al. *The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implication for conservation*. **Biological Conservation**, 142, 2009.
- RICKETTS, T. H. *The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes*. **The American Naturalist**, v. 158, p. 87-99, 2001.
- RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro 503 p., 2003.
- RIPLEY, B. D. *Modelling spatial patterns*. **Journal of the Royal Statistical Society**, v. 39, n. 2, p. 172-212, 1977.
- RITLAND, K. Multilocus ating system program - MLTR (version 3.4). University of British Columbia, Vancouver. Available from: <http://genetics.forestry.ubc.ca/ritland/programs.html>, 2009.
- RITLAND, K.; JAIN, S. *A model for the estimation of outcrossing rate and gene frequencies using n independent loci*. **Heredity**, v. 47, n. 1, p. 35-52, 1981.
- RITLAND, K. *Correlated matings in the partial selfer Mimulus guttatus*. **Evolution**, p. 848-859, 1989.
- RIVAS, M.; BARILANI, A. *Diversidad, potencial productivo y reproductivo de los palmares de Butia capitata (Mart.) Becc. de Uruguay*. **Agrociencia**, v. 8, n. 1, p. 11-20, 2004.
- RIVAS, M.; BARBIERI, R. L. Boas práticas de manejo para o extrativismo sustentável do butiá. **Embrapa Clima Temperado**, p. 59, 2014.
- RODRÍGUEZ-PEÑA, R. A. et al. *Conservation and genetics of two Critically Endangered Hispaniolan palms: genetic erosion of Pseudophoenix lediniana in contrast to P. ekmanii*. **Plant Systematics and Evolution**, v. 300, n. 9, p. 2019-2027, 2014.
- ROSA, L.; CASTELLANI, T. T. REIS, A. Biologia reprodutiva de *Butia capitata* (Martius) Beccari var. *odorata* (Palmae) na restinga do município de Laguna, SC. **Brazilian Journal of Botany**, v. 21, n. 3, 1998.

ROSA, L. Ecologia da polinização de *Butia capitata* (Martius) Beccari var. *odorata* (Palmae), no Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais. UFSC, 2000.

ROSA, R. K.; BARBOSA, R. I.; KOPTUR, S. *Which factors explain reproductive output of Mauritia flexuosa* (Arecaceae) in forest and savanna habitats of northern Amazonia?. **International Journal of Plant Sciences**, v. 175, n. 3, p. 307-318, 2014.

R CORE TEAM. R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>, 2016.

ROUSSET, F. genepop'007: *a complete re-implementation of the genepop software for Windows and Linux*. **Molecular Ecology Resources**, v. 8, n. 1, p. 103-106, 2008

SALEH, Z. K. A. D. Fragmentação florestal e atividade madeireira: um estudo da ecologia da paisagem em Curitiba (SC). Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal. Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

SAMPAIO, L. K. A. Etnobotânica e estrutura populacional do Butiá, *Butia catarinensis* Noblick & Lorenzi (Arecaceae) na comunidade dos Areais da Ribanceira de Imbituba/SC. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal. Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

SAMPAIO, M. B. et al. Remoção de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) e *Butiaeriospatha* (Mart. exDrude) Becc. (Arecaceae) em campos e fragmentos de floresta ombrófila mista. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, 2007.

SCARIOT, A.; LLERAS, E.; HAY, J. D. *Flowering and fruiting phenologies of the palm Acrocomia aculeata: patterns and consequences*. **Biotropica**, p. 168-173, 1995.

SCHMITZ, P. I. Pré-história do Rio Grande do Sul. Arqueologia do Rio Grande do Sul. Documento 05, 2ª Ed, UNISINOS, 2006.

SCHLINDWEIN, G. et al. *Pindo Palm fruit yield and its relationship with edaphic factors in natural populations in Rio Grande do Sul*. **Ciência Rural**, v. 47, n. 2, 2017.

SCHWARZ, E. Produção, fenologia e qualidade dos frutos de *Butia capitata* em populações de Santa Vitória do Palmar. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Agronomia. UFPel, 2008.

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 Forestalis**, Piracicaba, v. 69, p. 13-24, 2005.

SGANZERLA, M. Caracterização físico-química e capacidade antioxidante do butiá. Dissertação de Mestrado. Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Agroindustrial. UFPel, 2010.

SEBBENN, A. M. Sistema de reprodução em espécies arbóreas tropicais e suas implicações para a seleção de árvores matrizes para reflorestamentos ambientais. In: Higa, A. R.; Silva, L. D. (editores). **Pomares de sementes de espécies nativas**. FUPEF, p. 193–138, Curitiba, 2006.

SEMA-RS. Secretaria do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. Decreto nº 52.109, 01/12/2014, 2014.

SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I.; VANIN, S. A.; GOTTSBERGER, G. *Interactions of the Cerrado Palms *Butia paraguayensis* and *Syagrus petraea* with Parasitic and Pollinating Insects*. **Sociobiology**, v. 60, n. 3, p. 306-316, 2013.

SILVA, P. A. D. **Ecologia populacional e botânica econômica de *Butia capitata* (Mart.) Beccari no cerrado no norte de Minas Gerais**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia. UNB, 2008.

SILVA, J. Z. Fundamentos da produção e consumo de frutos em populações naturais de *Euterpe edulis* Martius. Tese de Doutorado. Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais. UFSC, 2011.

SILVA, K. E. et al. Padrões espaciais de espécies arbóreas tropicais. In: MARTINS, S. V. (editor). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 2.ed. Editora UFV. Viçosa, MG. 2012.

SLATKIN, M. *Gene flow and the geographic structure of natural populations*. **Science**, v. 236, p. 787-793, 1987.

SOARES, K. P. O gênero *Butia* (Becc.) Becc. (Arecaceae) no Rio Grande do Sul com ênfase nos aspectos ecológicos e silviculturais de *Butia yatay* (Mart.) Becc. E *Butia witeckii* K. Soares & S. Longhi. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal. Universidade Federal de Santa Maria, 2013.

SOUSA, V. A. et al. *Correlated mating in populations of a dioecious Brazilian conifer, Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Forest Genetics**, v. 12, n. 2, p. 107-119, 2005.

SVENNING, J. C. *Crown illumination limits the population growth rate of a neotropical understorey palm (Geonoma macrostachys, Arecaceae)*. **Plant Ecology**, v. 159, n. 2, p. 185-199, 2002.

TARAZI, R. Diversidade genética, estrutura genética espacial, sistema de reprodução e fluxo gênico em uma população de *Copaifera langsdorffii* Desf. no Cerrado. **Tese de Doutorado**. Pós-graduação em Genética e Melhoramento de Plantas, ESALQ, Piracicaba, 2009.

VAN OOSTERHOUT, C. et al. MICRO-CHECKER: *software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data*. **Molecular Ecology Notes**, v. 4, n. 3, p. 535-538, 2004.

VIBRANS, A. C. et al. Extensão original e atual da cobertura florestal de Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (editores). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e Conservação dos Remanescentes Florestais**. Editora da FURB, Blumenau, 2012.

WEIR, B. S.; COCKERHAM, C. C. *Estimating F-statistics for the analysis of population structure*. **Evolution**, 38, p. 1358–1370, 1984

WRIGHT, S. *The genetical structure of populations*. **Annals of Eugenics**, 15: 395-420, 1951.

WRIGHT, S. J. *The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests.* **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, p. 73-86, 2003.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. *The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants.* **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 10, p. 413-418, 1996.