

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA



MAURICIO BONESSO SAMPAIO

**“ECOLOGIA, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO BURITI
(MAURITIA FLEXUOSA; ARECACEAE) NOS BREJOS DO
BRASIL CENTRAL”**

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
Maurício Bonesso Sampaio
Aprovada pela Comissão Julgadora.

A handwritten signature in black ink, likely belonging to the orientador.

Orientador(a): Prof. Dr. Flavio Antonio Maes dos Santos

Tese apresentada ao Instituto de
Biologia para obtenção do Título de
Doutor em Biologia Vegetal.

Campinas, 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA POR
ROBERTA CRISTINA DAL' EVEDOVE TARTAROTTI – CRB8/7430
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP

Sa47e Sampaio, Maurício Bonesso, 1981-
Ecologia, manejo e conservação do buriti (*Mauritia flexuosa*; Arecaceae) nos brejos do Brasil Central /
Maurício Bonesso Sampaio. – Campinas, SP: [s.n.],
2012.

Orientador: Flavio Antonio Maës dos Santos.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de
Campinas, Instituto de Biologia.

1. Ecologia de populações. 2. Palmeira. 3.
Produtos florestais não madeireiros. 4. Fogo e
ecologia. 5. Recursos naturais. I. Santos, Flavio
Antonio Maës dos, 1958-. II. Universidade Estadual de
Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em Inglês: Ecology, management and conservation of buriti (*Mauritia flexuosa*; Arecaceae) in swamp forests of the central Brazil

Palavras-chave em Inglês:

Population ecology

Palms

Non-wood forest products

Fire ecology

Natural resources

Área de concentração: Biologia Vegetal

Titulação: Doutor em Biologia Vegetal

Banca examinadora:

Flavio Antonio Maës dos Santos [Orientador]

Aldicir Osni Scariot

Fernando Roberto Martins

Simone Aparecida Vieira

João Luís Ferreira Batista

Data da defesa: 11-05-2012

Programa de Pós Graduação: Biologia Vegetal

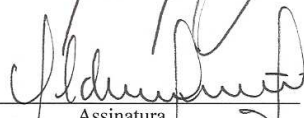
Campinas, 11 de maio de 2012.

BANCA EXAMINADORA

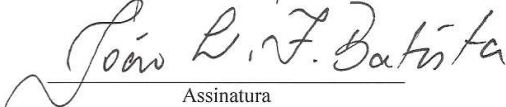
Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos (Orientador)


Assinatura

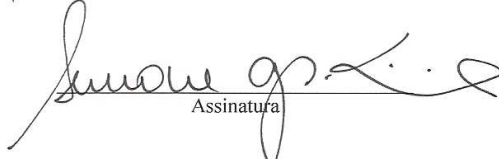
Dr. Aldicir Osni Scariot


Assinatura

Prof. Dr. João Luís Ferreira Batista


Assinatura

Dra. Simone Aparecida Vieira


Assinatura

Prof. Dr. Fernando Roberto Martins


Assinatura

Profa. Dra. Adriana Maria Zanforlin Martini

Assinatura

Profa. Dra. Kikyo Yamamoto

Assinatura

Dra. Luciana Ferreira Alves

Assinatura

"O senhor estude: o buriti é das margens, ele cai seus cocos na vereda – as águas levam – em beiras, o coquinho as águas mesmas replantam; daí o buritizal, de um lado e do outro se alinhando, acompanhando, que nem que por um cálculo."

João Guimarães Rosa – Grande Sertão: Veredas

AGRADECIMENTOS

Ao Flavio Antonio Maës dos Santos por ter me incentivado na execução deste estudo, por ter proporcionado as condições necessárias para que o trabalho se tornasse viável, pelas conversas sempre repletas de informação e experiência, pelos conhecimentos transmitidos nas suas ótimas disciplinas e por ter sugerido soluções inteligentes para os problemas que surgiram durante o estudo.

À Isabel Belloni Schmidt, que me convidou para começar um estudo preliminar com o buriti no Jalapão em 2005 (convite que surgiu a partir de uma demanda da comunidade da Mumbuca), contribuiu com discussões sobre metodologia, com a localização de algumas das áreas de estudo no Jalapão, com centenas de incentivos para que eu continuasse o trabalho, me ajudou a fazer os aceiros, foi companheira nas viagens de campo ao Jalapão, contribuiu com as análises e revisou boa parte do texto.

À Isabel Benedetti Figueiredo e ao Luis Carrazza, que forneceram contatos das organizações de extrativistas de várias regiões. À Sandra Afonso, por ter me colocado em contato com o Ariosto Pinheiro Lopes. Ao Ariosto, Maria José, Arlete Alves, José Antônio e Giovanda Brandão que abriram as portas de cada uma das regiões visitadas, sendo fundamentais para que eu conseguisse encontrar as áreas de estudo e por promoverem o uso sustentável da biodiversidade do Cerrado!

Ao Ariosto, Elton, Erlandson, João, Jussyklebson, Leonino, Márcio, Mundeira, Neuzimar, Rodrigo e Wellington que me guiaram na procura aos brejos. Aos moradores das comunidades do Jalapão (principalmente Mumbuca, Prata e Boa Esperança) por terem nos

recebido em suas casas e por terem colaborado com este estudo desde o início. Aos proprietários de brejos e extrativistas de buriti das regiões de estudo, que me acolheram, colaboraram com as entrevistas e pelas conversas sobre os brejos, sobre a vida no Sertão, e sobre os encantos e mistérios do buriti.

À ONG Pequi - Pesquisa e Conservação do Cerrado por ter cedido um veículo para as viagens de campo e pela infraestrutura em Brasília. À equipe do Parque Estadual do Jalapão (PEJ), do Instituto Natureza do Tocantins e da Secretaria do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Tocantins (especialmente Cassiana Moreira, Beatriz Gonçalves, Rejane Nunes e Daiane Meyer), pela autorização para a realização do estudo no PEJ e por terem auxiliado na organização de um seminário para apresentação dos resultados em Palmas-TO em julho de 2011. Aos brigadistas do Parque Estadual do Jalapão que fizeram os aceiros em 2009.

À todas as pessoas que me ajudaram e me fizeram companhia nas viagens de campo, principalmente Ísis, Marco, Bernardo, Gabriel, Rebeca, Isabel, Saulo, Manuel da Mumbuca, Waldir, Antonino, seu Manuel, Alexandre, André, Guilherme, e Alessandra. Ao Sigmaringa por ter transmitido vários recados às comunidades do Jalapão pela Rádio Senado.

Aos meus colegas de disciplinas da UNICAMP, principalmente Airton, Arildo, Bruno Rosado, Christiane, Cristina, Débora, Flávia, Júlia, Juliana, Juliano, Kátia, Leonardo, Marcelo, Patrícia, Pedro Cavalin, Pedro Eisenlohr, Rafael, Rubens e Talita. À Cristina Baldauf pela parceria bem sucedida nos nossos dois projetos conjuntos. À amizade do moleque mais doido de Brasília, Alexandre Rezende Tofeti.

Aos professores da UNICAMP, principalmente Cristiana Seixas, Fernando Martins, George Shepherd, Kikyo Yamamoto, Rafael Oliveira e Thomas Lewinsohn, que me proporcionaram muitos conhecimentos novos. À Tamara Ticktin (University of Hawai'i at Manoa) e suas alunas (Lisa, Anita e Daniela) pelas ótimas sugestões. Ao Aldicir Scariot, Daniel Vieira (Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia) e seus alunos (principalmente Victor, Xitão, Aelton e Dannyel) pelas ótimas sugestões. À Carol Horvitz (University of Miami) pelo curso de Modelos Matriciais para Ecologia de Populações. À Cristiana Seixas e Tamara Ticktin pela contribuição ao terceiro capítulo.

À CAPES, CNPq (140813/2009-8; 472127/2008-0) e FAPESP (2008/08737-4) pelas bolsas e auxílios concedidos. Ao Programa de Pequenos Projetos PPP-ECOS/ISPN/GEF/PNUD (projeto BRA/04/21) pelos recursos financeiros. À Idea Wild pelos equipamentos doados. Aos funcionários da secretaria de pós-graduação da Biologia Vegetal, principalmente Maria Roseli.

Ao Alexandre Bonesso Sampaio e à Isabel Schmidt por me mostrarem que é possível levar a vida com seriedade, muito trabalho e ao mesmo tempo aproveitar de forma criativa os momentos de lazer. Muito obrigado pela ótima estadia no Hawaii!

À minha amada Ísis Meri Medri, pelo companheirismo em todos os momentos, por ter proporcionado os melhores dias da minha vida e por me fazer ser uma pessoa melhor a cada dia. Além disso, me deu segurança e confiança nos momentos que eu mais precisei durante o trabalho de campo, me ajudou com a digitação dos dados e com a revisão do texto.

À minha mãe (Fátima Berenice Ferreira Bonesso), meu pai (Antônio Carlos Reis Sampaio) e meus irmãos (Alexandre Bonesso Sampaio e Caroline Bonesso Sampaio) que mesmo à distância fazem parte da minha vida todos os dias, a cada minuto. Muito obrigado por todo o apoio e por torcerem por mim!

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	v
ÍNDICE	9
RESUMO	11
ABSTRACT	13
INTRODUÇÃO GERAL	15
Uso dos produtos da biodiversidade do Cerrado.....	15
O buriti - descrição e usos	16
Os brejos do Brasil Central	22
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25
CAPÍTULO1: Ontogenia, alometria e reprodução do buriti (<i>Mauritia flexuosa</i> ; Arecaceae)	34
Resumo.....	34
Introdução	35
Material e métodos	38
Resultados	43
Discussão.....	52
Conclusões	58
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
CAPÍTULO 2: Impactos do extrativismo de frutos e do fogo na ecologia populacional do buriti (<i>Mauritia flexuosa</i> ; Arecaceae).....	64
Resumo.....	64
Introdução	65
Material e métodos	69
Resultados	78
Discussão.....	101

Conclusões	109
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110
CAPÍTULO 3: Effects of socioeconomic conditions on the multiple uses of swamp forests...	124
Abstract	125
Introduction	126
Material and methods	130
Results	135
Discussion	137
References	144
CONSIDERAÇÕES FINAIS	160

RESUMO

Florestas geram subsistência e renda para comunidades rurais, por meio do extrativismo de produtos florestais não madeireiros (PFNM), agricultura de coivara, criação de gado e porcos, etc. Estas atividades podem ser alternativas econômicas de menor impacto do que o corte seletivo de madeira e a conversão das florestas em monoculturas. Porém, a sustentabilidade em longo prazo depende da intensidade de uso, que é influenciada por fatores socioeconômicos dos usuários. É possível avaliar tanto os impactos ecológicos, quanto os fatores socioeconômicos que influenciam o uso das florestas. Modelos matriciais têm sido utilizados para avaliar os efeitos de perturbações na dinâmica populacional das plantas. Nestes modelos são usadas matrizes de transição, construídas a partir de dados demográficos de uma população, cujos indivíduos são classificados em estádios ontogenéticos, classes de tamanho ou idade. Os estádios ontogenéticos são definidos por características morfológicas dos indivíduos que se modificam durante o ciclo de vida. Os parâmetros demográficos podem ser influenciados por perturbações naturais ou antrópicas. As taxas de crescimento populacionais são calculadas e comparadas entre populações sujeitas a diferentes intensidades de perturbações, como o extrativismo de PFNM. Outras fontes de perturbação, como o fogo, podem interferir na avaliação dos impactos do extrativismo de PFNM e precisam ser incluídas nos modelos matriciais para aumentar o seu realismo. O buriti (*Mauritia flexuosa*) é uma palmeira sujeita à intenso extrativismo de frutos nos brejos do Cerrado. Os frutos são utilizados para a produção de doces e óleo. Além do extrativismo de frutos de buriti, os brejos são utilizados para a criação de gado e porcos, para o estabelecimento de roças de coivara e são sujeitos a queimadas frequentes.

Os objetivos deste estudo foram: (i) avaliar se as alterações ao longo do ciclo de vida nas características dos indivíduos de buriti estão relacionadas às variações nos parâmetros demográficos; (ii) estimar a intensidade sustentável de extrativismo de frutos de buriti e a frequência máxima de queimadas tolerada pelas populações de buriti; e (iii) avaliar a influência das condições socioeconômicas das comunidades do entorno no uso dos brejos. Identificamos quatro estádios ontogenéticos para o buriti utilizando duas características macro-morfológicas (presença/ausência do estipe e atividade reprodutiva) e uma medida quantitativa (altura). Cada estágio identificado tem contribuição particular para a dinâmica das populações de buriti. O extrativismo de frutos de buriti não deve reduzir mais que 70% da fecundidade das populações para ser sustentável em longo prazo. As queimadas bienais, frequentes no Brasil Central, podem causar a mortalidade de indivíduos reprodutivos e reduzir o tamanho das populações em longo prazo. Agricultura de coivara é praticada em 72% dos 75 brejos avaliados e mais da metade dos brejos são utilizados para a criação de gado. Os recursos dos brejos são igualmente importantes para todas as classes sociais avaliadas, mesmo os fazendeiros mais ricos. A alta intensidade de uso dos brejos verificada sugere que para a sua conservação, as práticas de manejo atuais terão que ser modificadas, principalmente em relação ao uso do fogo.

ABSTRACT

Forests are sources of income and subsistence to rural communities around the world by means of activities such as harvesting of non-timber forest products (NTFPs), slash-and-burn agriculture, cattle and pigs raising. These economic activities may be alternatives of lower impact to selective logging or large monocultures. However, the long term sustainability of these alternatives depends on the use intensity. Socioeconomic conditions of users may influence the forest use intensity. It is possible to assess both the ecological impacts of NTFPs harvesting and the socioeconomic conditions. Matrix models have been used to evaluate the harvesting impacts on plant population dynamics. Lefkovitch matrix is frequently required to apply these models. To construct this matrix is required demographic data from a population, whose individuals are classified into ontogenetic stages or size classes. Ontogenetic stages are defined by macro-morphological characteristics of individuals that are correlated to the variation in demographic parameters along the life cycle. Population growth rates are calculated and compared by matrix models among populations with different intensities of disturbance, such as NTFP harvesting. Other human disturbance sources, such as fire, may influence the evaluation of harvesting impacts. Thus, these disturbances should be considered in the matrix models to improve their realism. Buriti (*Mauritia flexuosa*) is a palm species subjected to high intensity fruit harvesting in the swamp forests of Cerrado. Fruits are processed to candies and oil production. In addition to fruit harvesting, swamp forests are used to cattle and pig raising, to slash-and-burn agricultural practices and are frequently subjected to fire. This study aimed to: (i) to assess the macro-morphological characteristics of individuals to define the

ontogenetic stages of buriti (*Mauritia flexuosa*; (ii) to assess the sustainable buriti fruit harvesting intensity and the highest fire frequency tolerated by buriti populations; and (iii) to assess the influence of buriti harvesters socioeconomic conditions on the multiple resources use. We identified four ontogenetic stages to buriti using only two macro-morphologic characteristics (presence/absence of aerial stem and reproductive activity) and one quantitative variable (height). Each identified stage has a single contribution to buriti population dynamics. Fruit harvesting may be sustainable only if it causes a reduction of up to 70% in the population fecundity. Biennial burning of swamp forests, common in the Central Brazil, may increase the mortality of reproductive individuals and decrease the population size at long term. Slash-and-burn agriculture occurs in 72% of the 75 evaluated swamp forests and more than a half of these forests are used to cattle raising. Swamp forests resources are equally important to all socioeconomic classes, even richer farmers. The high intensity of swamp forest uses suggests that their conservation will require change to current management practices, mainly the fire frequency.

INTRODUÇÃO GERAL

Uso dos produtos da biodiversidade do Cerrado

Produtos florestais não-madeireiros (PFNMs) são todos os materiais biológicos, com exceção da madeira, coletados nos ecossistemas naturais e utilizados pelos seres humanos (De Beer & Mcdermott 1989). No domínio do Cerrado, a coleta de PFMNs ocorre há pelo menos nove mil anos, desde a chegada dos primeiros povos coletores e caçadores nômades à região (Klink & Moreira 2002).

Além de contribuir para a subsistência de muitas famílias, a comercialização de PFMNs tem gerado renda para as comunidades rurais nas últimas décadas (Carvalho 2007; Schmidt *et al.* 2007; Afonso & Ângelo 2009). A coleta de PFMNs é uma atividade econômica que tende a causar menor impacto ao ecossistema do que outras formas de uso da terra como a implantação de pastagens e a extração de madeira (Nepstad & Schwartzman 1992; Sunderland *et al.* 2011). Por isso, o extrativismo tem sido considerado uma importante ferramenta para a conservação do Cerrado (Klink & Machado 2005). Diversas iniciativas governamentais, não-governamentais e privadas têm contribuído para promover o uso sustentável da biodiversidade do Cerrado (Klink & Machado 2005; Carrazza & Figueiredo 2010).

A intensidade de coleta dos PFMNs pode variar em função das condições socioeconômicas dos extrativistas. Enquanto os mais pobres tendem a ser mais dependentes dos PFMNs para a sua subsistência, pois não possuem fontes alternativas de renda, os usuários mais ricos tendem a se especializar no extrativismo dos produtos com maior valor agregado, ou em outras fontes de renda, como a criação de gado (Godoy *et al.* 1995;

Barham *et al.* 1999). Além disso, a distância do domicílio do usuário ao recurso e o acesso ao mercado consumidor são outras variáveis que podem influenciar a intensidade do extrativismo (Hegde *et al.* 1996; Shanley *et al.* 2002; Marshall *et al.* 2003).

Há uma enorme riqueza de PFNMs no domínio do Cerrado, que são utilizados como alimentos, remédios, ferramentas, materiais de construção, utensílios domésticos, resinas, látex, óleos, ceras, fibras, aromáticos, artesanatos, entre outros. Estes produtos são colhidos de inúmeras espécies vegetais (Botrel *et al.* 2006; Souza & Felfili 2006; Aquino *et al.* 2007; Lima 2008). Entre os PFNMs do Cerrado com maior volume comercializado estão as folhas e os frutos do buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.; Arecaceae). De acordo com estimativa conservadora do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, em 2010, foram comercializadas 465 toneladas de fibras retiradas das folhas de buriti, que renderam R\$ 1.693.000,00 (IBGE 2010). Não há estimativas confiáveis do volume comercializado de frutos e de seus subprodutos para o Brasil.

O buriti - descrição e usos

Também conhecido como miriti, muriti, carangucha (Colômbia), moriche (Venezuela) ou aguaje (Peru), o buriti é uma palmeira de vida longa, dióica, arborescente, com estipe solitário, cilíndrico, com diâmetro na altura do solo entre 13 e 54 cm. Buritis adultos podem alcançar até 40 m de altura e possuem de 8 a 20 folhas (Figura 1a; Henderson *et al.* 1995).

O buriti tem sua área de distribuição na Bolívia, Peru, Equador, Colômbia, Venezuela, Trinidad e Tobago, Guiana, Suriname e Guiana Francesa. No Brasil, ocorre nos domínios do Cerrado, Caatinga, Pantanal e Amazônia. O limite sul da distribuição é o norte

do estado de São Paulo e a Cordilheira dos Andes a oeste (Figura 2; Henderson *et al.* 1995; Oliveira Filho & Ratter 2000).



Figura 1. a) buriti (*Mauritia flexuosa*) no brejo Porcos (10°08"S; 46°30"W), Jalapão - TO; b) inflorescência feminina; c) inflorescência masculina; d) cacho com frutos maduros; e) óleo e doces feitos com buriti; f) *Orthopsittaca manilata* (arara-de-ventre-vermelho), psitacídeo especialista em frutos do buriti (Foto: Nick Athanas); g) fruto maduro com as escamas; h) mesocarpo do fruto maduro; i) endocarpo; j) semente; k) extrativista colhendo a folha jovem de um buriti não reprodutivo de 9 m de altura.



Figura 2. Distribuição de ocorrências do buriti (*Mauritia flexuosa*), adaptado de Oliveira Filho & Ratter (2000).

O buriti possui múltiplos usos não só pelas comunidades rurais do Cerrado, mas em todos os locais de ocorrência (Nascimento *et al.* 1999; Macía 2004; Sampaio *et al.* 2008; Santos & Coelho-Ferreira 2012). O limbo foliar é utilizado para a cobertura de casas, para a confecção de artesanatos e utensílios domésticos. A fibra retirada da face adaxial das pinas das folhas jovens (Figura 1k) é utilizada para a confecção de cordas, tecidos, redes (Saraiva 2009) e para a costura do artesanato de capim-dourado - *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Schmidt *et al.* 2007; Eichemberg & Scatena 2011). O pecíolo das folhas é utilizado para a confecção de móveis, utensílios domésticos, artesanatos e brinquedos (Santos & Coelho-Ferreira 2011). O palmito é comestível. Os frutos são consumidos *in natura*, ou utilizados para a confecção de doces, sorvetes e para a extração do óleo (Figura

1e). O tronco é utilizado para construção, para fazer pontes e também para a corrida de toras, que é um ritual de povos indígenas (Nascimento *et al.* 1999). O interior do caule é esponjoso, de cor avermelhada e contém alta concentração de amido (Kahn 1988). A seiva é doce e saborosa e é conhecida como vinho de buriti. O estipe, depois de apodrecido no chão da floresta, pode apresentar até 500 larvas comestíveis do coleóptero suri, *Rhynchophorus palmarum* (Linnaeus, 1758) (Curculionidae), que são utilizadas como alimento por povos indígenas, principalmente na Amazônia (Gragson 1995). As raízes do buriti são utilizadas como medicinal. Por todos esses usos e também por ser uma planta muito majestosa, o buriti tem um grande valor histórico e sociocultural para as comunidades rurais do Cerrado (Fernandes 2011).

Os frutos são os produtos do buriti com maior potencial econômico (Castro 1993). Na polpa do fruto de buriti há entre 77,7 e 304 mg/100g de β -caroteno, precursor da vitamina-A (Mariath *et al.* 1989; França *et al.* 1999). Além disso, os frutos são muito ricos em óleos, principalmente na polpa (49,1 g/100g de massa fresca) e na casca (26,7 g/100g), em proteínas e em vitaminas C e E (Castro 1993; Darnet *et al.* 2011). O óleo possui atividade bactericida (Silveira *et al.* 2005) e é muito rico em antioxidantes, o que o torna muito atrativo para a indústria de cosméticos, principalmente para a fabricação de protetor solar (Zanatta *et al.* 2010). Além disso, o óleo pode ser utilizado para a produção de plásticos fotoluminescentes (Durães *et al.* 2006).

A floração do buriti é sincrônica entre indivíduos pistilados (Figura 1b) e estaminados (Figura 1c) e a espécie é xenogâmica, não ocorrendo apomixia. Abelhas do gênero *Trigona* Jurine, 1807, coleópteros e dípteros são os principais polinizadores e não ocorre anemofilia. O período de desenvolvimento dos frutos (Figura 1d) é longo, com

duração de mais de um ano desde a emissão das espatas até o completo amadurecimento e dispersão dos frutos (Storti 1993; Abreu 2001). Existem variações regionais na época de floração e frutificação e também nos polinizadores do buriti (Storti 1993; Peres 1994; Abreu 2001; Fernandes 2002; Ponce Calderón 2002; Cabrera & Wallace 2007; Silva 2009). No Brasil Central a floração se estende de novembro a abril. Abelhas do gênero *Trigona* são as principais visitantes das flores pistiladas e estaminadas. Os primeiros frutos começam a se desenvolver em fevereiro e permanecem em crescimento por pelo menos oito meses. Em outubro começa a dispersão dos frutos, que só termina em julho do ano seguinte (Abreu 2001). A produção de frutos é plurianual (Abreu 2001; Fernandes 2002). A predação do pólen por microlepidópteros em anos de menor precipitação pode contribuir para a diferença de produtividade de frutos entre anos (Abreu 2001). O sucesso reprodutivo é naturalmente baixo, pois apenas 9,5% a 14% das flores produzem frutos, principalmente devido à ausência de polinizadores (Storti 1993; Abreu 2001). Em áreas perturbadas, o sucesso reprodutivo é menor e a frequência de sementes partenocárpicas é maior do que em áreas conservadas, onde os polinizadores são mais abundantes (Abreu 2001).

Os frutos são envoltos por um pericarpo (ou casca), composto por escamas triangulares castanho-avermelhadas (Figura 1g). O mesocarpo (ou polpa) é fino, amarelado ou alaranjado (Figura 1h), carnoso, oleoso, e tem em média 11,4 g de massa. O endocarpo é formado por um tecido esponjoso, delgado e branco (Figura 1i), que possui baixa densidade, e possibilita ao fruto boiar quando submerso em água. O endosperma (ou semente) é muito duro (Figura 1j), ovóide, possui 2,4 cm de longitude, ocupando a maior parte do volume do fruto, com 4,86 g de massa e 57% de umidade. O embrião é pequeno, em média 0,6 mm de comprimento, possui disposição lateral-basal, sendo totalmente

envolvido pelo endosperma. Geralmente há uma semente por fruto, mas podem ser encontrados em baixa frequência frutos dispérmicos ou partenocárpicos (Ponce *et al.* 1999; Fernandes 2002; Ponce Calderón 2002).

Os frutos são recursos importantes para várias espécies de animais. Entre as aves: *Ara manilata* (Boddaert, 1783); *Ara ararauna* (Linnaeus, 1758); *Anodorhynchus hyacinthinus* (Latham, 1790); *Amazona aestiva* (Linnaeus, 1758); *Thraupis palmarum* (Wied, 1821); *Schistochlamys melanopis* (Latham, 1790); *Cyanocorax cristatellus* (Temminck, 1823); *Gnorimopsar chopi* (Vieillot, 1819); *Orthopsittaca manilata* (Boddaert, 1783); *Caracara plancus* (Miller, 1777) e *Porzana albicollis* (Vieillot, 1819). Outras espécies que também utilizam os frutos do buriti são os pequenos mamíferos: *Nectomys squamipes* (Brants, 1827); *Oxymycterus roberti* Thomas, 1901; *Oligoryzomys* Bangs, 1900; *Sigmodon alstoni* (Thomas, 1881); *Didelphis marsupialis* Linnaeus, 1758; *Heteromys anomalus* (Thompson, 1815); *Sciurus granatensis* Humboldt, 1811 e *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758). Entre os grandes mamíferos destacam-se: *Mazama americana* (Erxleben, 1777) – veado; *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758) – cateto; *Tayassu pecari* (Link, 1795) – queixada; *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) – anta; *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) – lobo-guará; *Cuniculus paca* (Linnaeus, 1766) – paca; *Bos taurus* Linnaeus, 1758 – gado; *Sus scrofa* Linnaeus, 1758 – porcos domésticos e macacos (Bodmer 1991; Villalobos 1994; Fernandes 2002; Ponce Calderón 2002).

As aves e macacos são considerados dispersores primários, pois se alimentam dos frutos no cacho e derrubam as sementes (Fernandes 2002). Indivíduos de *Sigmodon alstoni*, *Heteromys anomalus* e *Sciurus granatensis* removem a polpa do fruto, carregam as sementes para longe da planta mãe e as enterram, atuando como dispersores. *Didelphis*

marsupialis consome a polpa no mesmo local onde encontrou o fruto, sem carregar ou enterrar as sementes e, portanto, não é considerado um dispersor. Porcos e catetos podem quebrar as sementes com os dentes e são considerados predadores (Ponce Calderón 2002). Algumas aves predam, no cacho, frutos em início de desenvolvimento. Veados e antas são dispersores, pois as sementes são muito duras para serem predadas por esses animais (Bodmer 1991; Gragson 1995). Além dos animais, a água é dispersora das sementes. O endocarpo muitas vezes se mantém intacto após a retirada do mesocarpo pelos animais, possibilitando a dispersão hidrocórica das sementes após a dispersão primária ou secundária por animais (Fernandes 2002).

O buriti é considerado uma espécie chave para nidificação de psitacídeos. No sudeste do Peru, pelo menos sete espécies fazem ninhos nos troncos de buritis adultos mortos (Brightsmith 2005). Além disso, *Orthopsittaca manilata* (Figura 1f) é uma ave especialista em frutos maduros de buriti. Como os frutos são disponíveis em épocas distintas em diferentes regiões, a ave desloca-se a grandes distâncias para garantir a sua alimentação durante o ano inteiro (Silva 2009). O buriti também é importante para a manutenção da diversidade de artrópodes (Gurgel-Gonçalves *et al.* 2006).

Os sistemas de polinização zoocórica e a dispersão de sementes por animais e pela água podem contribuir para o fluxo gênico a longas distâncias, que causa menor variabilidade genética entre do que dentre populações de buriti (Gomes *et al.* 2011).

Os brejos do Brasil Central

O buriti é a espécie que caracteriza os brejos do Brasil Central. Os brejos são compridos e estreitos (entre 10 e 100 m de largura), geralmente com estrutura florestal, que se localizam ao redor de pequenos cursos d'água nas áreas de nascente, onde o relevo é suave (Figura 3). O solo é hidromórfico e permanentemente inundado, com elevada acidez e teor de alumínio, rico em matéria orgânica e pobre em cálcio e fósforo (Ivanauskas *et al.* 1997; Toniato *et al.* 1998). Em alguns locais, o nível da água está acima de 1 m do solo, mesmo durante a estação seca. Os brejos são frequentemente margeados por campos limpos, que não possuem o componente arbustivo-arbóreo e podem ser permanentemente úmidos ou secos, dependendo da posição no relevo.



Figura 3. Brejo Atoladeira, Jalapão - TO (10°10'S; 46°28'W).

Os brejos com composição florística similar à atual surgiram no Brasil Central por volta de 7.220 a 3.500 anos AP, com o aumento da umidade e condições climáticas semelhantes às atuais (Ferraz-Vicentini & Salgado-Labouriau 1996; Barberi *et al.* 2000). O estrato herbáceo dos brejos é ralo e dominado por pteridófitas e alguns indivíduos de Poaceae e Cyperaceae nas porções mais secas (Ivanauskas *et al.* 1997). Apesar da alta heterogeneidade florística entre brejos, as espécies mais frequentes deste tipo de vegetação no sudeste do Brasil são *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae), *Protium almecega* L. Marchand (Burceraceae), *Pera obovata* (Klotzsch) Baill. (Euphorbiaceae), *Copaifera langsdorffii* Desf. (Leguminosae) e *Tapirira guianensis* Aubl. (Anacardiaceae) (Ivanauskas *et al.* 1997; Toniato *et al.* 1998; Marques *et al.* 2003). No Brasil Central, duas outras espécies emergentes são muito frequentes, *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) e *Xylopia emarginata* Mart. (Annonaceae) (M. B. Sampaio; observação pessoal).

Além do extrativismo de frutos e folhas de buriti, os brejos do Brasil Central são muito utilizados para agricultura de coivara, criação de gado e de porcos. Estes outros usos ocorrem principalmente quando a paisagem é dominada por solos arenosos bem drenados, inapropriados para as práticas de agricultura e pecuária. Nestas regiões, os brejos são a principal fonte de recursos hídricos e solo fértil para as atividades de subsistência das comunidades rurais. Queimadas frequentes ocorrem no interior desses brejos, causadas principalmente pelo uso do fogo para renovação das pastagens nativas nos campos limpos que margeiam os brejos.

O principal objetivo desta tese foi avaliar a sustentabilidade do extrativismo de frutos de buriti da forma que é atualmente praticado no Brasil Central. O estudo foi dividido em três capítulos com os seguintes objetivos específicos: (i) avaliar se as

alterações nas características macro-morfológicas ao longo do ciclo de vida dos indivíduos de buriti estão relacionadas às variações nos parâmetros demográficos (Capítulo 1); (ii) estimar a intensidade sustentável do extrativismo de frutos de buriti e a frequência máxima de queimadas tolerada pelas populações desta espécie (Capítulo 2); e (iii) avaliar a influência das condições socioeconômicas dos extrativistas na intensidade de uso múltiplo dos brejos (Capítulo 3).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, S. A. B. 2001. Biologia reprodutiva de *Mauritia flexuosa* L.f. (Arecaceae) em vereda no município de Uberlândia - MG. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia - UFU, Uberlândia - MG.
- Afonso, S. R. & Ângelo, H. 2009. Mercado dos produtos florestais não-madeireiros do Cerrado Brasileiro. *Ciência Florestal* 19(3):315-326.
- Aquino, F. G.; Walter, B. M. T. & Ribeiro, J. F. 2007. Espécies vegetais de uso múltiplo em reservas legais de Cerrado - Balsas, MA. *Revista Brasileira de Biociências* 5(1):147-149.
- Barberi, M.; Salgado-Laboriau, M. L. & Suguio, K. 2000. Paleovegetation and paleoclimate of "Vereda de Águas Emendadas", Central Brazil. *Journal of South American Earth Sciences* 13:241-254.

- Barham, B. L.; Coomes, O. T. & Takasaki, Y. 1999. Rain forest livelihoods: income generation, household wealth and forest use. *Unasylva* 198:71.
- Bodmer, R. E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23(3):255-261.
- Botrel, R. T.; Rodrigues, L. A.; Gomes, L. J.; Carvalho, D. A. & Fontes, M. A. L. 2006. Uso da vegetação nativa pela população local no município de Ingaí, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasílica* 20(1):143-156.
- Brightsmith, D. J. 2005. Parrot nesting in Southeastern Peru: seasonal patterns and keystone trees. *Wilson Bulletin* 117(3):296-305.
- Cabrera, W. H. & Wallace, R. 2007. Patrones fenológicos de ocho especies de palmeras en un bosque Amazónico de Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 21:1-18.
- Carrazza, L. & Figueiredo, I. 2010. Cerrado que te quero vivo! Produtos e meios de vida sustentáveis apoiados pelo Programa de Pequenos Projetos Ecosociais (PPP-ECOS). Instituto Sociedade, População e Natureza, Brasília - DF.
- Carvalho, I. S. H. 2007. Potenciais e limitações do uso sustentável da biodiversidade do Cerrado: um estudo de caso da Cooperativa Grande Sertão no Norte de Minas. Dissertação de Mestrado, CDS-UnB, Brasília - DF.
- Castro; A. 1993. Buriti. *In*: Clay, J. W. & Clement, C. H. Selected species and strategies to enhance income generation from Amazonian forests. FAO, Roma, Itália.

- Darnet, S. H.; Silva, L. H. M.; Rodrigues, A. M. C. & Lins, R. T. 2011. Nutritional composition, fatty acid and tocopherol contents of buriti (*Mauritia flexuosa*) and patawa (*Oenocarpus bataua*) fruit pulp from the Amazon region. *Ciência e Tecnologia de Alimentos* 31(2):488-491.
- De Beer, J. H. & McDermott, M. 1989. The economic value of non-timber forest products in south East Asia. Amsterdam, The Netherlands Committee for IUCN.
- Durães, J. A.; Drummond, A. L.; Pimentel, T. A. P. F.; Murta, M. M.; Bicalho, F. S.; Moreira, S. G. C. & Sales, M. J. A. 2006. Absorption and photoluminescence of Buriti oil/polystyrene and Burti oil/poly(methyl methacrylate) blends. *European Polymer Journal* 42:3324-3332.
- Eichemberg, M. T. & Scatena, V. L. 2011. Handicrafts from Jalapão (TO), Brazil, and their relationship to plant anatomy. *Journal of the Torrey Botanical Society* 138(1):34-40.
- Fernandes, M. R. 2011. "A tree with much authority": the place of the buriti palm (*Mauritia flexuosa* L.f.) in the sertaneja culture of Terra Ronca, Goiás state, Central Brazil. *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability* 5:80-91.
- Fernandes, N. M. P. 2002. Estratégias de produção de sementes e estabelecimento de plântulas de *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae) no Vale do Acre/Brasil. Tese de doutorado. UA/INPA, Manaus - AM.
- Ferraz-Vicentini, K. R. & Salgado-Laboriau, M. L. 1996. Palynological analysis of a palm swamp in Central Brazil. *Journal of South American Earth Sciences* 9:207-219.

- França, L. F.; Reber, G.; Meireles, M. A. A.; Machado, N. T. & Brunner, G. 1999. Supercritical extraction of carotenoids and lipids from buriti (*Mauritia flexuosa*), a fruit from the Amazon region. *Journal of Supercritical Fluids* 14:247-256.
- Godoy, R.; Brokaw, N. & Wilkie, D. 1995. The effect of income on the extraction of non-timber tropical forest products: model, hypotheses, and preliminary findings from the Sumu Indians of Nicaragua. *Human Ecology* 23:29-52.
- Gomes, L. R. P.; Lopes, M. T. G.; Bentes, J. L. S.; Barros, W. S.; Neto, P. Q. C. & Contim, L. A. S. 2011. Genetic diversity in natural populations of Buriti (*Mauritia flexuosa* L. f.). *Crop Breeding and Applied Biotechnology* 11: 216-223.
- Gragson, T. L. 1995. Pumé exploitation of *Mauritia flexuosa* (Palmae) in the Llanos of Venezuela. *Journal of Ethnobiology* 15(2):177-188.
- Gurgel-Gonçalves, R.; Palma, A. R. T.; Motta, P. C.; Bar, M. E. & Cuba, C. A. C. 2006. Arthropods associated with the crown of *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) palm trees in three different environments from Brazilian Cerrado. *Neotropical Entomology* 35(3)302-312.
- Hegde, R.; Suryaprakash, S.; Achoth, L. & Bawa, K. S. 1996. Extraction of non-timber forest products in the forests of Biligiri Rangan Hills, India .1. Contribution to rural income. *Economic Botany* 50:243-251.
- Henderson, A.; Galeano, G. & Bernal, R. 1995. Field guide to the palms of the Americas. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

- IBGE. 2010. Produção da extração vegetal e da silvicultura. Volume 25. Rio de Janeiro - RJ.
- Ivanauskas, N. M.; Rodrigues, R. R. & Nave, A. G. 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Botânica* 20(2):139-153.
- Kahn, F. 1988. Ecology of economically important palms in Peruvian Amazonia. *Advances in Economic Botany* 6:42-49.
- Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1(1):147-155.
- Klink, C. A. & Moreira, A. G. 2002. Past and current human occupation, and land use. *In*: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (ed.) *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- Lima, I. L. P. 2008. Etnobotânica quantitativa de plantas do Cerrado e extrativismo de Mangaba (*Hancornia speciosa* Gomes) no Norte de Minas Gerais: implicações para o manejo sustentável. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia – UnB, Brasília - DF.
- Macía, M. J. 2004. Multiplicity in palm uses by the Huaorani of Amazonian Ecuador. *Botanical Journal of the Linnean Society* 144:149-159.

- Mariath, J. G. R.; Lima, M. C. C. & Santos, L. M. P. 1989. Vitamin A activity of buriti (*Mauritia vinifera* Mart) and its effectiveness in the treatment and prevention of xerophthalmia. *The American Journal of Clinical Nutrition* 49:849-853.
- Marques, M. C. M.; Silva, S. M. & Salino, A. 2003. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta higrófila da bacia do rio Jacaré-Pepira, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 17(4):495-506.
- Marshall, E.; Newton, A. C. & Schreckenberg, K. 2003. Commercialisation of non-timber forest products: first steps in analyzing the factors influencing success. *International Forestry Review* 5:128-137.
- Nascimento, A. R. T.; Santos, A. A.; Martins, R. C.; & Dias, T. A. B. 2009. Palm communities in the Kraho indigenous territory, Tocantins, Brazil: biodiversity and ethnobotanical features. *Interciencia* 34:182-188.
- Nepstad, D. C. & Schwartzman, S. 1992. Non-timber products from tropical forests: evaluation of a conservation and development strategy. New York Botanical Garden, New York.
- Oliveira Filho, A. T. & Ratter, J. A. 2000. Padrões florísticos das matas ciliares da região do Cerrado e a evolução das paisagens do Brasil central durante o quaternário tardio. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. F. (ed.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da USP, São Paulo - SP.
- Peres, C. A. 1994. Composition, density, and fruiting phenology of arborescent palms in an Amazonian Terra Firme Forest. *Biotropica* 26(3):285-294.

- Ponce Calderón, M. E. 2002. Patrones de caída de frutos en *Mauritia flexuosa* L.f. y fauna involucrada en los procesos de remoción de semillas. *Acta Botanica Venezuelica* 25(2):119-142.
- Ponce, M. E.; Brandin, J.; Ponce, M. A. & Gonzales, V. 1999. Germinación y establecimiento de plantulas de *Mauritia flexuosa* L.f. (Arecaceae) en los Llanos Sur-Orientales del estado Guárico, Venezuela. *Acta Botanica Venezuelica* 22(1):167-183.
- Sampaio, M. B.; Schmidt, I. B. & Figueiredo, I. B. 2008. Harvesting effects and population ecology of the buriti palm (*Mauritia flexuosa* L. f., Arecaceae) in the Jalapão region, Central Brazil. *Economic Botany* 62:171-181.
- Santos, R. S. & Coelho-Ferreira, M. 2011. Artefatos de miriti (*Mauritia flexuosa* L. f.) em Abaetetuba, Pará: da produção à comercialização. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas* 6(3):559-571.
- Santos, R. S. & Coelho-Ferreira, M. 2012. Estudo etnobotânico de *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae) em comunidades ribeirinhas do Município de Abaetetuba, Pará, Brasil. *Acta Amazônica* 24(1):1-10.
- Saraiva, N. A. 2009. Manejo sustentável e potencial econômico da extração do buriti nos Lençóis Maranhenses, Brasil. Dissertação de Mestrado, CDS-UnB, Brasília - DF.
- Schmidt, I. B.; Figueiredo, I. B. & Scariot, A. 2007. Ethnobotany and effects of harvesting on the population ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão region, Central Brazil. *Economic Botany* 61(1):73-85.

- Shanley, P.; Luz, L. & Swingland, I. R. 2002. The faint promise of a distant market: a survey of Belem's trade in non-timber forest products. *Biodiversity and Conservation* 11:615-636.
- Silva, P. A. 2009. *Orthopsittaca manilata* (Boddaert, 1783) (Aves: Psittacidae): abundância e atividade alimentar em relação à frutificação de *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae) numa vereda no Triângulo Mineiro. Dissertação de Mestrado, Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, UFU, Uberlândia - MG.
- Silveira, C. S.; Pessanha, C. M.; Lourenço, M. C. S.; Neves Junior, I.; Menezes, F. S. & Kaplan, M. A. C. 2005. Atividade antimicrobiana dos frutos de *Syagrus oleracea* e *Mauritia vinifera*. *Revista Brasileira de Farmacognosia* 15(2):143-148.
- Souza, C. D. & Felfili, J. M. 2006. Uso de plantas medicinais na região de Alto Paraíso de Goiás, GO, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20(1):135-142.
- Storti, E. F. 1993. Biologia floral de *Mauritia flexuosa* Lin. Fil, na região de Manaus, AM, Brasil. *Acta Amazônica* 23:371-381.
- Sunderland, T. C. H; Ndoye, O. & Harrison-Sanchez, S. 2011. Non-timber forest products and conservation: what prospects? In: Shackleton, S; Shackleton, C. & Shanley, P. (ed.) Non-timber forest products in the global context. Springer-Verlag, Berlin.
- Toniato, M. T. Z.; Leitão-Filho, H. F. & Rodrigues, R. R. 1998. Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 21(2):197-210.

- Villalobos, M. P. 1994. Guilda de frugívoros associada com o buriti (*Mauritia flexuosa*: Palmae) numa vereda no Brasil Central. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia – UnB, Brasília - DF.
- Zanatta, C. F.; Mitjans, M.; Urgatondo, V.; Rocha-Filho, P. A. & Vinardell, M. P. 2010. Photoprotective potential of emulsions formulated with Buriti oil (*Mauritia flexuosa*) against UV irradiation on keratinocytes and fibroblasts cell lines. Food and Chemical Toxicology 48:70-75.

CAPÍTULO1: Ontogenia, alometria e reprodução do buriti (*Mauritia flexuosa*; Arecaceae)

Maurício Bonesso Sampaio

Flavio Antonio Maës dos Santos

Resumo

Estádios ontogenéticos de uma espécie podem ser descritos através das características macro-morfológicas e variáveis quantitativas que os indivíduos apresentam durante o ciclo de vida. O objetivo deste estudo foi avaliar a influência das variações macro-morfológicas dos indivíduos durante o ciclo de vida na sobrevivência, alometria, produção de folhas e reprodução do buriti (*Mauritia flexuosa*; Arecaceae). Observamos características morfológicas e fizemos medidas biométricas em indivíduos de buriti de 16 brejos no Brasil Central. Identificamos quatro estádios para o buriti utilizando apenas duas características macro-morfológicas (presença/ausência do estipe e atividade reprodutiva) e uma medida quantitativa (altura). Ao contrário de várias espécies de palmeiras, a taxa de produção de folhas, a morfologia foliar e a atividade reprodutiva não se alteram com o crescimento dos buritis. Porém, a taxa de sobrevivência e as relações alométricas variam durante o ciclo de vida. Desta forma, cada estágio ontogenético pode ter uma contribuição particular para a dinâmica das populações de buriti.

Palavras-chave: palmeira, ciclo de vida, biometria, crescimento, vereda

Introdução

As plantas de uma população são sujeitas a diferenças nas condições ambientais e recursos disponíveis no micro-hábitat conforme avançam no ciclo de vida. As plantas podem possuir adaptações evolutivas, como mudanças morfológicas, anatômicas, fisiológicas e bioquímicas ao longo do ciclo de vida, como resposta a essas diferenças no micro-hábitat (Begon *et al.* 2007). Essas mudanças intrínsecas nos indivíduos podem ocasionar a aquisição ou perda de estruturas externas macro-morfológicas (Gatsuk *et al.* 1980). Assim, um estágio ontogenético pode ser caracterizado pelo conjunto dessas estruturas que os indivíduos possuem em uma mesma fase do ciclo de vida.

As diferenças no micro-hábitat também geram alterações nas taxas de sobrevivência, crescimento e reprodução durante o ciclo de vida de um indivíduo. Por exemplo, as plântulas são dependentes das reservas da semente e são sujeitas a altas taxas de mortalidade (Frost & Rydin 1997). Conforme a planta avança entre estádios, podem ocorrer modificações na morfologia da folha ou na filotaxia, que possibilitam maior acesso à luz, contribuindo para aumentar a taxa de crescimento e sobrevivência (Carvalho *et al.* 1999; Souza *et al.* 2003). Em uma planta imatura, o surgimento de raízes caulinígenas possibilita maior sustentação e absorção de nutrientes, contribuindo para aumentar ainda mais a sobrevivência e o crescimento do indivíduo (Bernacci *et al.* 2008). Quando atinge a maturidade sexual, a planta passa a produzir sementes, com possibilidades de contribuir para as gerações futuras. O investimento em atividade reprodutiva e a probabilidade de sobreviver podem ser reduzidos quando o indivíduo adulto atinge a senilidade (Souza *et al.*

2003). Desta forma, as plantas de cada estágio ontogenético podem ter diferentes contribuições para a dinâmica de uma população.

A idade cronológica pode ser uma medida direta da fase de desenvolvimento que um indivíduo está no ciclo de vida, pois o tempo de duração de cada fase é programado geneticamente (Gatsuk *et al.* 1980). Entretanto, o ambiente que um indivíduo está sujeito pode sofrer alterações ao longo do tempo, modificando a duração das fases de desenvolvimento das plantas (Barthélémy & Caraglio 2007). Por exemplo, a abertura de uma clareira na floresta pode acelerar o crescimento de plântulas, que rapidamente tornam-se reprodutivas. Ao passo que plântulas sob o dossel fechado, sujeitas a alta restrição luminosa, demoram mais para atingirem a maturidade sexual. Portanto, neste caso a idade é pouco relacionada às características ontogenéticas. Um conjunto de características macro-morfológicas (como forma e filotaxia das folhas, presença/ausência de estipe, presença/ausência de estruturas reprodutivas), que sejam facilmente visualizadas, somadas a medidas quantitativas (como tamanho do indivíduo, número de folhas e tamanho das folhas), podem ser mais bem relacionadas do que a idade à variação na probabilidade de uma planta sobreviver, crescer e reproduzir durante o ciclo de vida (Gatsuk *et al.* 1980). Desta forma, a classificação dos indivíduos em estágios ontogenéticos pode ser uma ferramenta útil para descrever a estrutura de uma população e, também, para determinar a influência que cada período do ciclo de vida possui para a dinâmica da população.

O crescimento das palmeiras ocorre principalmente pela produção e acumulação de folhas durante o ciclo de vida (Carvalho *et al.* 1999). O aumento no número de folhas é geralmente acompanhado pelo aumento no tamanho das folhas, na taxa de produção de folhas e no crescimento do estipe em diâmetro e em comprimento (Souza *et al.* 2003).

Porém, essas relações alométricas tendem a variar durante a ontogenia, pois o ritmo de crescimento pode mudar entre estádios. Além disso, as relações são diferentes entre espécies. Por exemplo, os indivíduos dos estádios iniciais de várias palmeiras tendem a apresentar crescimento rápido no diâmetro e crescimento lento na altura, enquanto que o inverso ocorre no final do ciclo de vida (Kimura & Simbolon 2002). Já outras espécies, principalmente do gênero *Euterpe*, podem apresentar taxa de crescimento diamétrico semelhante durante todo o ciclo de vida (Alves *et al.* 2004; Avalos & Sylvester 2010).

A atividade reprodutiva das palmeiras pode ser influenciada pelo tamanho do indivíduo de três formas: (i) a reprodução aumenta linearmente com o crescimento do indivíduo durante o ciclo de vida, pois quanto maior o tamanho do indivíduo, maior a disponibilidade de recursos para investir em reprodução (Cunningham 1997); (ii) a atividade reprodutiva pode aumentar até alcançar um pico nos indivíduos de tamanhos intermediários, e reduzir no final do ciclo de vida, quando os indivíduos tornam-se senis (Barot & Gignoux 1999; Souza *et al.* 2003); ou (iii) não há relação entre a reprodução e o tamanho do indivíduo (Sampaio & Scariot 2008; Rojas-Robles & Stiles 2009).

A descrição das alterações macro-morfológicas e das taxas demográficas dos indivíduos de uma espécie durante a ontogenia pode gerar informações fundamentais para os estudos de dinâmica de populações, e também, contribuir para elucidar os fatores que influenciam a variação da sobrevivência, crescimento e reprodução durante o ciclo de vida. Os objetivos deste estudo foram: (i) identificar e caracterizar estádios ontogenéticos do buriti (*Mauritia flexuosa* L.f; Arecaceae) através da descrição das variações nas estruturas macro-morfológicas dos indivíduos ao longo do ciclo de vida; (ii) descrever características dos indivíduos que permitam identificar quando as plântulas passam a ser independentes

das reservas da semente; (iii) avaliar a influência de variações ontogenéticas dos indivíduos na alometria e produção de folhas; e (iv) avaliar se o tamanho do indivíduo influencia a reprodução. Para alcançar o quarto objetivo, nós testamos a hipótese de que não há correlação entre a reprodução dos buritis e o tamanho dos indivíduos, pois a produção de inflorescências dos buritis é irregular entre anos (Storti 1993; Abreu 2001), similar ao que ocorre para a palmeira *Oenocarpus bataua* Mart. (Rojas-Robles & Stiles 2009). Assim, os buritis reprodutivos podem acumular reservas durante os períodos de baixa produção de inflorescências, independentemente do seu tamanho, para investimento nos eventos futuros de reprodução.

Material e métodos

Espécie estudada

No início do ciclo de vida do buriti o estipe é subterrâneo e com o passar do tempo torna-se aéreo. Cicatrizes foliares podem permanecer conspícuas no estipe. Indivíduos adultos possuem até 20 folhas em leque, do tipo costapalmada (Henderson *et al.* 1995). A lâmina foliar é dividida em duas partes por uma raque de 7 a 100 cm de comprimento. Cada folha composta possui até 250 segmentos, com ápice muito agudo e comprimento de até 2,4 m. O pecíolo pode ter até 7 m de comprimento em indivíduos com estipe subterrâneo, é triangular, com até 6,7 cm de largura. As folhas são persistentes, podendo permanecer presas ao indivíduo durante meses por uma bainha aberta, mesmo depois de mortas. Os frutos são elipsóides e possuem 5 cm de diâmetro e 7 cm de comprimento (Henderson *et al.* 1995). As folhas do buriti são colhidas pelos moradores locais e utilizadas como materiais

de construção, utensílios domésticos, brinquedos e artesanatos. O pecíolo é utilizado na fabricação de móveis. Além disso, os frutos são utilizados como alimento (Sampaio *et al.* 2008).

Coleta de dados

Nós fizemos observações das características macro-morfológicas e medições de variáveis quantitativas em indivíduos de 16 brejos no leste e nordeste do Tocantins e sul do Piauí, Brasil (Tabela 1).

Tabela 1. Localização das 16 populações de buriti (*Mauritia flexuosa*; Arecaceae) amostradas no Tocantins e Piauí, entre 2009 e 2011. *Brejos onde foram realizadas medições de indivíduos amostrados fora das parcelas e onde foram desenterrados os indivíduos com menos de 1,4 m para verificar a dependência dos recursos da semente.

Brejo	Região	Município	Coordenadas Geográficas
Atoladeira*	leste do TO	São Félix do Tocantins	10°10'36"S; 46°28'20"W
Cansa Cavalo	leste do TO	Mateiros	10°23'44"S; 46°38'50"W
Anta	leste do TO	São Félix do Tocantins	10°15'33"S; 46°40'00"W
Porcos	leste do TO	São Félix do Tocantins	10°08'03"S; 46°30'29"W
São Felix	leste do TO	São Félix do Tocantins	10°10'02"S; 46°39'47"W
Seco*	leste do TO	Mateiros	10°21'20"S; 46°34'23"W
Cabeceira Fina*	nordeste do TO	Itacajá	08°35'59"S; 47°44'44"W
Conceição	nordeste do TO	Sta Maria do Tocantins	08°54'36"S; 47°39'34"W
Grande	nordeste do TO	Itacajá	08°35'26"S; 47°45'38"W
Merola	nordeste do TO	Sta Maria do Tocantins	08°54'21"S; 47°38'48"W
Rebojo	nordeste do TO	Bom Jesus	08°58'20"S; 48°08'51"W
Santo Antônio	nordeste do TO	Pedro Afonso	09°02'45"S; 48°08'39"W
Boca do Mato	sul do PI	Redenção do Gurguéia	09°41'43"S; 44°37'22"W
Estiva*	sul do PI	Redenção do Gurguéia	09°27'22"S; 44°42'23"W
Olho d'Água	sul do PI	Bom Jesus	09°08'16"S; 44°22'03"W
Saco Grande	sul do PI	Monte Alegre	09°32'11"S; 45°02'08"W

Para a amostragem dos indivíduos alocamos parcelas de 10 x 10 m ao longo de cada brejo, marcadas com estacas de alumínio e georreferenciadas. Amostramos os buritis com menos de 2 m de altura em duas sub-parcelas de 3 x 3 m estabelecidas no interior de cada parcela e amostramos aqueles com mais de 2 m na parcela inteira. Sorteamos a localização

das parcelas ao longo do comprimento do brejo, respeitando uma distância mínima de 5 m entre as parcelas. Não alocamos parcelas nos locais onde o brejo tinha menos do que 10 m de largura e onde não havia formação de dossel contínuo. Alocamos de 13 a 20 parcelas em cada brejo, sendo que a quantidade foi dependente do comprimento do brejo propício para a amostragem.

Amostramos os indivíduos de cada parcela de janeiro a abril em 2009, 2010 e 2011. Em cada amostragem medimos a altura dos indivíduos com menos de 2 m do solo até o ápice da folha mais alta, usando uma trena. Para indivíduos com estipe aéreo nós medimos apenas a circunferência à altura do solo (CAS), que não foi medida em 2011.

Marcamos a folha mais nova de cada indivíduo, quando possível, para contar o número de folhas produzidas entre as amostragens. Para o cálculo da taxa anual de produção de folhas excluímos os indivíduos que tiveram folhas colhidas por extrativistas ou folhas predadas por animais. Além disso, excluímos da análise o brejo Porcos entre 2009 e 2010, pois houve uma queimada acidental neste brejo em setembro de 2008. Entre 2010 e 2011, além do brejo Porcos, excluímos os indivíduos dos brejos Santo Antônio, Rebojo, Cabeceira Fina e Cansa Cavalo, que queimaram na seca de 2010. Não calculamos a taxa de produção de folhas para os indivíduos reprodutivos, pois não foi possível marcar as folhas devido à altura destes.

Além dos buritis amostrados dentro das parcelas, selecionamos 113 indivíduos com altura entre 0,11 m e cerca de 10 m em quatro dos brejos amostrados (Tabela 1). Para cada indivíduo contamos o número de folhas e coletamos a folha mais nova totalmente expandida. Desta folha coletada medimos o comprimento do pecíolo, a maior largura do pecíolo na porção central, contamos o número de segmentos foliares e medimos o

comprimento do limbo e da raque. Não amostramos indivíduos com mais de 10 m de altura fora das parcelas, pois não foi possível coletar as folhas.

Desenterramos cuidadosamente 46 buritis com altura entre 0,11 m e 1,40 m (média = 0,44 m; DP = 0,28 m) fora das parcelas em quatro brejos (Tabela 1) para verificar a presença ou a ausência de ligação da plântula à semente. Nós verificamos a dependência da plântula às reservas da semente utilizando a metodologia proposta por Fernandes (2002). Este método consiste em pressionar a semente com a mão, quando ligada à plântula, para avaliar a espessura do tegumento e do endosperma restante. Quando a semente estava ausente, ou quando a semente quebrou-se sob leve compressão, nós consideramos o indivíduo independente das reservas da semente.

Análises estatísticas

Para descrever as relações alométricas nós testamos análises de regressão exponenciais, lineares, potenciais, logarítmicas e quadráticas, mas apresentamos somente o resultado do modelo com melhor ajuste, avaliado através do coeficiente de determinação (r^2). Transformamos as variáveis por $\log_{10}$, quando necessário, para corrigir desvios da normalidade tanto nos valores brutos das variáveis, quanto nos resíduos das regressões.

Apesar dos indivíduos terem sido amostrados em 16 populações, os dados foram analisados conjuntamente para descrever a ontogenia da espécie. Estudos realizados com as palmeiras *Lytocaryum hoehnei* (Burret) Toledo e *Attalea humilis* Mart. demonstraram que a caracterização dos estádios não varia entre populações (Souza *et al.* 2000; Ferraz 2004). Além disso, algumas relações alométricas foram comparadas entre populações de buriti e não foram detectadas diferenças significativas (resultados não mostrados).

Resultados

Estádios ontogenéticos

Nós observamos duas modificações qualitativas nas características macro-morfológicas dos indivíduos durante o ciclo de vida do buriti (*Mauritia flexuosa*): (i) inicialmente o estipe é subterrâneo e com o passar do tempo passa a ser aéreo; (ii) a partir de um determinado momento do ciclo de vida os indivíduos passam a produzir estruturas reprodutivas.

Inicialmente nós identificamos três estádios ontogenéticos para o buriti utilizando estas características qualitativas. O estágio 1 inclui indivíduos sem estipe acima do solo, que possuem meristema apical subterrâneo, os pecíolos das folhas são parcialmente enterrados e não apresentam atividade reprodutiva. Indivíduos do estágio 2 apresentam estipe acima do solo, geralmente encoberto pelas bainhas das folhas, meristema apical e pecíolos totalmente aéreos e não possuem atividade reprodutiva. No estágio 3, os indivíduos possuem estipe aéreo e apresentam atividade reprodutiva. Os indivíduos reprodutivos podem ser reconhecidos mesmo que não estejam reproduzindo no momento da amostragem, pois as inflorescências antigas permanecem presas ao indivíduo por vários meses após estarem secas. Depois de cair, a estrutura ainda pode permanecer no solo, sob o indivíduo, por anos antes de se decompor completamente. O sexo (macho ou fêmea) do buriti pode ser determinado facilmente, pois as inflorescências são bastante distintas (Henderson *et al.* 1995).

Não observamos nenhuma característica qualitativa não-destrutiva que nos permitisse identificar quais indivíduos estavam, ou não, ligados à semente. Entre os 46 indivíduos desenterrados, 52% ainda estavam ligados à semente, e tiveram em média 36 cm (DP = 22 cm) de altura. As sementes estavam presas aos indivíduos, em média 12 cm abaixo do nível do solo (DP = 7 cm; mínimo = 0 cm; máximo = 28 cm; n = 23). Entre os indivíduos ligados à semente, 88% tiveram apenas uma folha e 12% tiveram duas folhas. O maior indivíduo desenterrado que ainda mantinha conexão com a semente teve 90 cm de altura.

Houve relação positiva significativa entre altura e sobrevivência tanto no período entre 2009 e 2010 (Regressão Logística; $\chi^2 = 263,1$; n = 2.271; p < 0,001), quanto entre 2010 e 2011 (Regressão Logística; $\chi^2 = 118,5$; n = 787; p < 0,001). Os indivíduos com menos de 100 cm tiveram taxa de sobrevivência crescente com a altura e geralmente menor do que 65% (Figura 1). A taxa de sobrevivência dos indivíduos com altura entre 100 cm e 190 cm se manteve entre 80 e 100% e foi significativamente mais alta do que para os indivíduos com menos de 100 cm de altura ($\chi^2 = 360,3$; gl = 1; p < 0,001). Essa relação foi semelhante entre os dois períodos avaliados (Kolmogorov-Smirnov; p > 0,10; Figura 1).

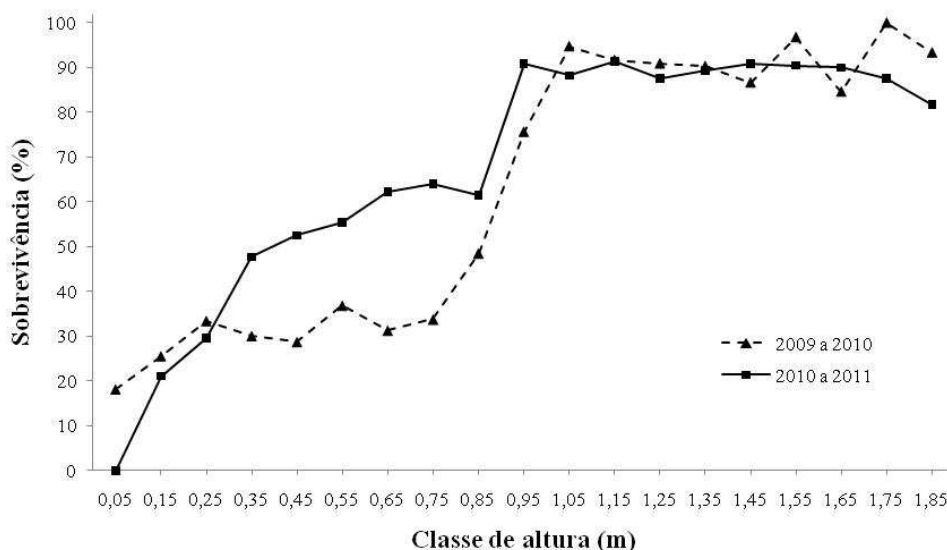


Figura 1. Taxa de sobrevivência dos indivíduos de buriti (*Mauritia flexuosa*) nos períodos entre 2009 e 2010 e entre 2010 e 2011. Os indivíduos foram agrupados em classes de altura com intervalos de 10 cm.

O estádio 1 foi dividido em duas classes de altura (Tabela 2): 1.1 - indivíduos com menos de 100 cm de altura e; 1.2 - indivíduos com 100 cm ou mais de altura. Nós fizemos essa divisão, pois os indivíduos com mais de 100 cm de altura já haviam esgotado as reservas da semente e possuíam maior taxa de sobrevivência do que indivíduos com menos de 100 cm de altura.

Tabela 2. Caracterização dos estádios ontogenéticos do buriti (*Mauritia flexuosa*) em relação à altura, tipo de estipe e presença/ausência de estruturas reprodutivas.

Período ontogenético	Estádios	Altura	Estipe	Inflorescências
Pré-reprodutivo	1.1	< 1 m	subterrâneo	ausentes
	1.2	$\geq$ 1 m	subterrâneo	ausentes
	2	-	aéreo	ausentes
Reprodutivo	3	-	aéreo	presentes

Alometria

As relações alométricas foram diferentes entre os estádios 1 e 2. Para os buritis sem estipe aéreo (estádio 1), conforme há crescimento no comprimento do pecíolo, há aumento na largura do pecíolo, no número de segmentos foliares, no comprimento do limbo e no comprimento da raque (Figura 2; Tabela 3). O número de folhas aumentou com a altura no estágio 1 (Tabela 3).

Os indivíduos do estágio 2 (com estipe aéreo) não tiveram relação significativa entre comprimento do pecíolo e largura do pecíolo, comprimento do limbo foliar e comprimento da raque (Figura 2; Tabela 3), mas o número de segmentos foliares foi negativamente relacionado ao comprimento do pecíolo (Figura 2b).

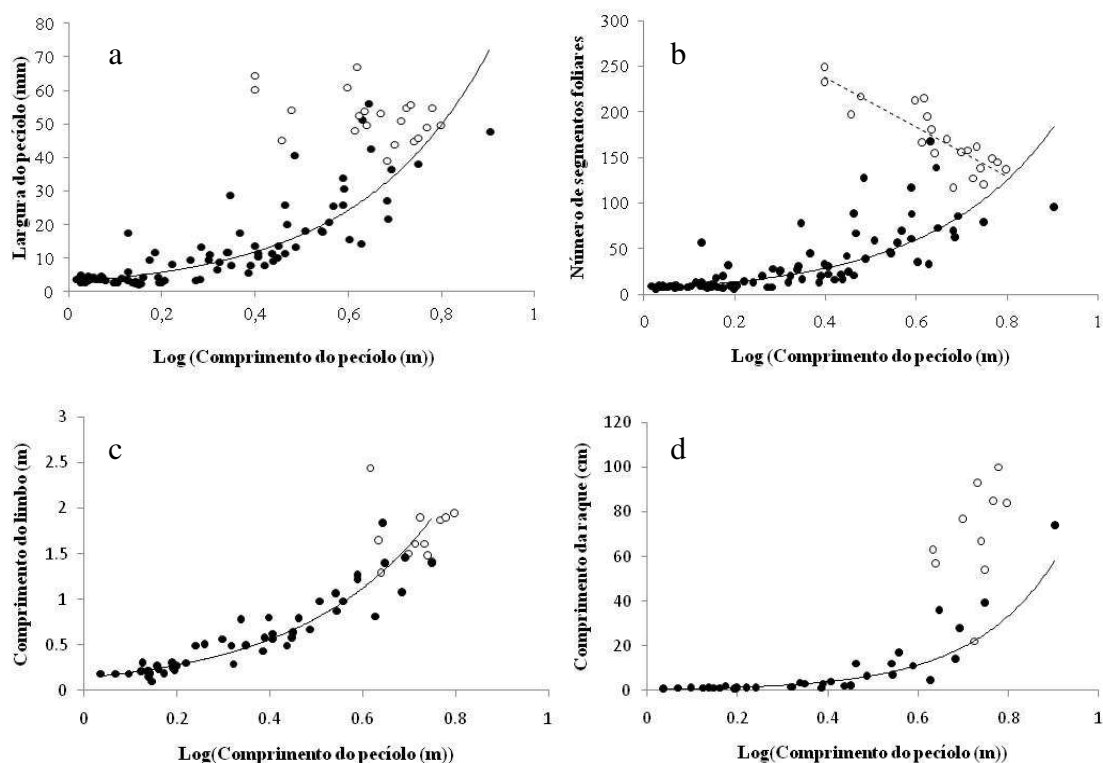


Figura 2. Relações entre comprimento do pecíolo e largura do pecíolo (a), número de segmentos foliares (b), comprimento do limbo foliar (c) e comprimento da raque (d) para indivíduos de buriti (*Mauritia flexuosa*), sem estipe aéreo (círculos preenchidos) e com estipe aéreo (círculos vazados). As linhas contínuas são os ajustes dos modelos exponenciais para indivíduos sem estipe (estádio 1) e a linha tracejada é o ajuste do modelo linear para indivíduos com estipe aéreo (estádio 2).

Tabela 3. Equações das relações alométricas entre altura (m), comprimento do pecíolo (m), largura do pecíolo (cm), número de segmentos foliares, comprimento do limbo (m), comprimento da raque (cm) e número de folhas dos buritis (*Mauritia flexuosa*) sem (estádio 1) e com estipe aéreo (estádio 2). Foram utilizadas regressões lineares, exponenciais e logarítmicas para o ajuste dos dados, onde: (*) $p < 0,05$; (**) $p < 0,001$; (ns) $p > 0,05$.

	Var. ind.	Var. dep.	a	b	c	Modelo	r ²	N
Estádio 1	compr. pec.	larg. pec.	4,2	3,0	-	$y = a * e^{(bx)}$	0,69 ^{**}	88
	compr. pec.	segm. foliar	11,6	2,8	-	$y = a * e^{(bx)}$	0,56 ^{**}	92
	compr. pec.	compr. limbo	0,2	2,7	-	$y = a * e^{(bx)}$	0,87 ^{**}	48
	compr. pec.	compr. raque	0,5	5,5	-	$y = a * \ln(x) + b$	0,90 ^{**}	35
	altura	num. folha	1,0	3,0	-	$y = a * \ln(x) + b$	0,45 ^{**}	50
Estádio 2	compr. pec.	larg. pec.	-24,3	68,1	-	$y = ax + b$	0,18 ^{ns}	21
	compr. pec.	segm. foliar	-7,4	345,8	-	$y = ax + b$	0,74 ^{**}	21
	compr. pec.	compr. limbo	-0,1	-0,2	-	$y = ax + b$	0,01 ^{ns}	12
	compr. pec.	compr. raque	170,1	-53,3	-	$y = ax + b$	0,10 ^{ns}	10

A CAS médio diferiu significativamente entre os estádios 2 e 3 nos dois períodos avaliados (Tabela 4). No estágio 2 o estipe teve em média 4 cm a menos de CAS do que no estágio 3.

Tabela 4. Comparação da CAS (m) entre indivíduos dos estádios 2 e 3 e entre machos e fêmeas (estádio 3), em 2009 e 2010. O número de indivíduos amostrados está entre parênteses.

Ano	Estádio 2	Estádio 3	t	p
2009	1,1 (173)	1,1 (605)	-3,1	0,002
2010	1,1 (164)	1,2 (630)	-2,7	0,007

Produção de folhas

A mediana da taxa anual de produção de folhas foi igual a dois, independentemente do estádio e do período avaliado. A taxa de produção de folhas novas teve apenas 1% da sua variância explicada pela altura ($r^2 < 0,01$; $p < 0,001$). A taxa de produção de folhas novas também teve fraca relação com o número de folhas do indivíduo (Tabela 5; Figura 3), sendo que o melhor ajuste das regressões foi obtido utilizando-se o modelo quadrático. De acordo com este modelo, os indivíduos do estádio 1.1 que inicialmente possuem apenas uma folha, tendem a apresentar taxa de produção de folhas maior do que aqueles que possuem de duas a seis folhas. Os indivíduos do estádio 2 com mais de seis folhas são os que apresentam maior taxa de produção de folhas, podendo produzir até quatro folhas novas por ano (Figura 3).

Tabela 5: Ajuste de modelos quadráticos entre a taxa de produção de folhas novas e o número de folhas nos buritis (*Mauritia flexuosa*). Para todos os modelos ajustados $p < 0,001$.

Estádio	Ano	n	r^2	F
1.1	2009 – 2010	632	0,03	921
1.2	2009 – 2010	1.457	0,04	3.149
2	2009 – 2010	54	0,18	133
1.1	2010 – 2011	306	0,02	485
1.2	2010 – 2011	1.126	0,01	3.088
2	2010 – 2011	43	0,14	157

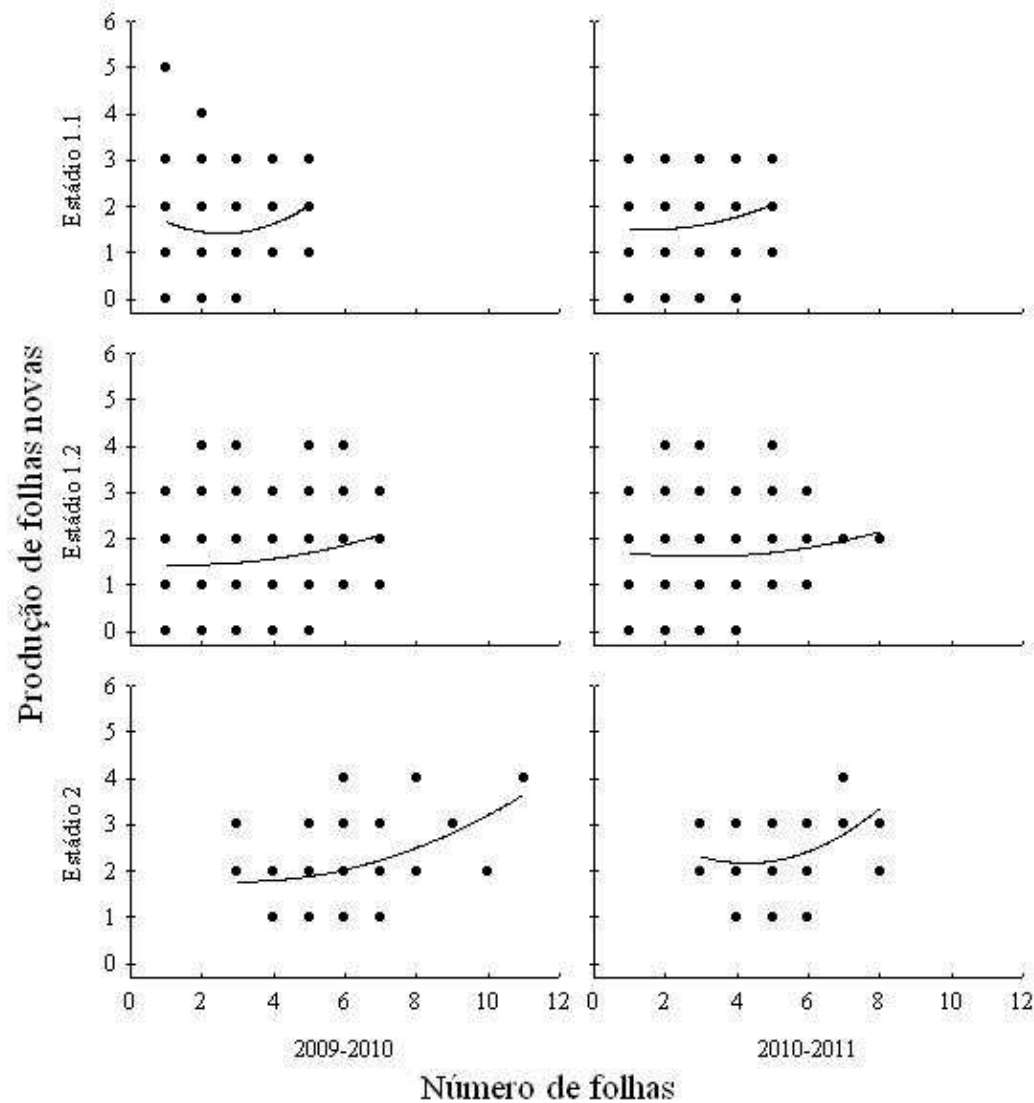


Figura 3. Relação quadrática entre o número de folhas e a produção anual de folhas de buritis (*Mauritia flexuosa*) dos estádios 1.1, 1.2 e 2 ($p < 0,001$).

Reprodução

Em 2009, 82% das fêmeas reproduziram. Cada fêmea produziu de 1 a 8 cachos (média 3,6 cachos/fêmea; DP = 1,5; $n = 268$). Em 2010, a atividade reprodutiva foi menor, com 52% das fêmeas reproduzindo. Cada uma produziu de 1 a 9 cachos (média de 2,8

cachos/fêmea; DP = 1,7; n = 339). Em 2011, a atividade reprodutiva foi a mais fraca do período de estudo, sendo que apenas 10% das fêmeas reproduziram. Cada fêmea em atividade reprodutiva produziu de 1 a 7 cachos (média 2,4 cachos/fêmea; DP = 1,5; n = 341). O número de cachos produzidos por fêmea não teve relação com a CAS dos indivíduos nos dois períodos de estudo (2009: $r^2 = 0,05$; $p < 0,001$; n = 270; 2010: $r^2 = 0,01$; $p = 0,69$; n = 171).

Discussão

Estádios ontogenéticos

O buriti possui quatro estádios ontogenéticos durante o ciclo de vida. Este número de estádios é o mínimo encontrado para palmeiras (Tabela 6). O surgimento do estipe aéreo e a produção de estruturas reprodutivas são as únicas alterações consistentes em características macro-morfológicas durante o ciclo de vida do buriti. Além dessas duas alterações, a maioria das espécies de palmeiras apresenta variações conspícuas na morfologia das folhas, que podem contribuir para reduzir o auto-sombreamento da copa de um indivíduo, aumentando a eficiência de captação de luz (Kimura & Simbolon 2002). Por exemplo, em palmeiras que ocorrem no subosque de florestas tropicais úmidas, como *Geonoma brevispatha* Barb. Rodr. e *G. schottiana* Mart., as folhas são bífidas no início do ciclo de vida, parcialmente pinadas em estádios intermediários e completamente pinadas nos estádios reprodutivos (Souza *et al.* 2003; Sampaio & Scariot 2010). Ao contrário destas duas espécies, e da maioria das palmeiras que ocorrem no subosque dessas florestas, as folhas do buriti permanecem palmadas durante todo o ciclo de vida. Uma possível

explicação para isso seria a de que os buritis ocorrem em ambientes como os brejos do Brasil Central e as florestas de várzea da Amazônia, que possuem cobertura do dossel irregular, com maior intensidade de radiação no subosque do que em outras florestas tropicais de dossel contínuo (Maurenza *et al.* 2012). Portanto, o auto-sombreamento das folhas do buriti pode ter menor importância para a captação de luz do que para outras espécies que apresentam alterações na morfologia foliar ao longo da ontogenia.

Tabela 6. Número de estádios ontogenéticos identificados, uso de variáveis quantitativas e uso da morfologia das folhas para diferenciar os estádios ontogenéticos de várias espécies de palmeiras.

Espécies	Estádios	Variável quantitativa	Morf. folha	Referências
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	5	não	sim	Portela & Santos 2011
<i>Attalea humilis</i>	4	não	sim	Souza <i>et al.</i> 2000
<i>Borassus aethiophum</i>	4	não	sim	Barot & Gignoux 1999
<i>Euterpe edulis</i>	7	sim	não	Silva Matos <i>et al.</i> 1999
<i>Euterpe precatoria</i>	4	sim	não	Rocha 2004
<i>Geonoma brevispatha</i>	4	não	sim	Souza <i>et al.</i> 2003
<i>Geonoma macrostachys</i>	11	sim	não	Svenning & Macía 2002
<i>Geonoma orbygniana</i>	11	sim	sim	Rodríguez-Butiricá <i>et al.</i> 2005
<i>Geonoma schottiana</i>	5	não	sim	Sampaio & Scariot 2010
<i>Lytocaryum hoehnei</i>	4	não	sim	Ferraz 2004
<i>Mauritia flexuosa</i>	4	sim	não	Presente estudo
<i>Phytelephas seemannii</i>	5	sim	sim	Bernal 1998
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	5	sim	sim	Bernacci <i>et al.</i> 2008

Apesar da morfologia da folha da maioria das palmeiras variar ao longo da ontogenia, nem sempre esta característica é adequada para classificar os indivíduos em estádios (Tabela 6). Nestes casos, geralmente a morfologia das folhas é substituída por

variáveis quantitativas, como altura, CAS, número de folhas e comprimento da raque. Para o buriti, a altura pode ser um critério de separação de estádios, pois os indivíduos a partir de 1 m já estão estabelecidos, não dependendo das reservas da semente.

Na fase inicial da ontogenia os nutrientes do endosperma podem ser transferidos para a plântula jovem por uma espécie de haustório formado pela parte distal do embrião que permanece dentro da semente do buriti (Fernandes 2002). Em casa de vegetação, o estabelecimento das plântulas – momento a partir do qual os recursos da semente estão exauridos – coincide com o momento em que a primeira folha lançada alcança sua extensão completa, com 35 cm de comprimento, aos 105 dias (Fernandes 2002). Porém, neste estudo nós registramos em campo 11 de 26 indivíduos amostrados com altura superior a 35 cm, que ainda dependiam das reservas da semente. Entre esses indivíduos, três tiveram duas folhas e um deles teve 90 cm de altura.

Alometria

As variações nas características macro-morfológicas das palmeiras ao longo da ontogenia frequentemente estão relacionadas às variações alométricas (Souza *et al.* 2000; Kimura & Simbolon 2002; Souza *et al.* 2003; Watanabe & Suzuki 2007). Para o buriti ocorrem várias alterações nas relações alométricas entre os estádios 1 e 2. No estágio 1, os indivíduos tendem a apresentar relações entre as características biométricas das folhas e o tamanho dos indivíduos (representado pela variável comprimento do pecíolo neste estudo). Essas relações passam a ser inexistentes, ou são completamente modificadas quando os indivíduos ingressam no estágio 2.

As relações não-lineares encontradas no estágio 1 (Figura 2) provavelmente são causadas por um rápido crescimento inicial no comprimento do pecíolo acompanhadas por pequenas alterações nas demais características biométricas avaliadas nas folhas. Quando o comprimento do pecíolo alcança um determinado limite, é iniciado o aumento da largura do pecíolo, do número de segmentos foliares, do comprimento do limbo e do comprimento da raque.

Além de haver um rápido crescimento no comprimento do pecíolo no início do ciclo de vida (estádio 1), ainda ocorre uma rápida acumulação de folhas conforme o buriti cresce. Um indício desse vigoroso aumento no número de folhas é o fato de que encontramos três indivíduos que já haviam produzido duas folhas quando ainda dependiam das reservas da semente. Este fato também torna a variável número de folhas inadequada como critério de classificação dos indivíduos nos estádios 1.1 e 1.2. A acumulação de folhas no estágio 1 provavelmente ocorre devido à maior longevidade das folhas, já que a taxa de produção de folhas tem fraca correlação com a altura do indivíduo.

O tamanho das folhas (medido indiretamente pelas variáveis número de segmentos foliares, comprimento da raque e comprimento do limbo) também aumenta conforme os indivíduos do estágio 1 crescem. Porém, no estágio 2 o tamanho da folha não tem relação com o tamanho do indivíduo, exceto quanto ao número de segmentos foliares. Provavelmente, a folha alcança o seu tamanho ótimo em indivíduos no final do estágio 1.2.

Entre os estádios 2 e 3, o estipe cresce em média apenas 4 cm de circunferência. Assim como em *Geonoma brevispatha* (Souza *et al.* 2003), o diâmetro do estipe do buriti deve crescer rapidamente no início do ciclo de vida, quando há um lento crescimento do estipe em comprimento. Quando atinge os estádios 2 e 3, o comprimento do estipe pode

aumentar rapidamente, enquanto o diâmetro se mantém constante. Assim, o diâmetro alcançado no início do ciclo de vida pode ser suficiente para suportar o crescimento em comprimento do estipe durante toda a ontogenia, sem que haja um aumento proporcional no diâmetro (Alves *et al.* 2004). Além disso, apesar das palmeiras não possuírem crescimento secundário, podem apresentar aumento na densidade dos tecidos na porção basal do tronco, que contribui para manter a estabilidade mecânica (Kimura & Simbolon 2002; Alves *et al.* 2004).

Produção de folhas

As folhas das palmeiras são produzidas uma por vez no centro da copa (Carvalho *et al.* 1999). A taxa de produção de folhas do buriti é pouco relacionada com o tamanho do indivíduo e variou pouco entre os estádios iniciais (1.1, 1.2 e 2), assim como o encontrado para *Euterpe edulis* Mart. (Carvalho *et al.* 1999) e *Geonoma congesta* H. Wendl. ex Spruce (Chazdon 1992). Para outras espécies, a taxa de produção de folhas aumenta durante a ontogenia, como *Geonoma brevispatha* (Souza *et al.* 2003) e *G. schottiana* (Sampaio & Scariot 2008).

O buriti geralmente precisa acumular entre 4 e 5 folhas e ter no mínimo 4 m de altura (do solo até o ápice da folha mais alta) antes de iniciar o crescimento do estipe em comprimento. Com estipe aéreo, o número de folhas aumenta pouco até atingir o máximo de nove folhas no estágio 2. Apesar do número de folhas ter sido contado somente até o estágio 2 neste estudo, os buritis provavelmente permanecem acumulando folhas até o final do ciclo de vida, pois no estágio 3 podem apresentar até 20 folhas (Henderson *et al.* 1995). A área foliar total do buriti aumenta linearmente com o tamanho do indivíduo até o final do

ciclo de vida (Renninger & Philips 2010). Como o tamanho da folha estabiliza em estádios intermediários, provavelmente é a acumulação de folhas que possibilita o aumento contínuo na área foliar total. Para que haja a acumulação de folhas, a longevidade das folhas deve aumentar conforme o indivíduo cresce, já que a taxa de produção de folhas se mantém constante, assim como em *Euterpe edulis* (Carvalho *et al.* 1999).

Reprodução

O evento de reprodução por um indivíduo de buriti requer alto investimento em recursos. Cada cacho tem em média 19,4 kg de frutos (Barbosa *et al.* 2010) e alguns buritis podem produzir até 10 cachos com frutos durante um período reprodutivo. Apesar do alto investimento, há fraca relação entre o tamanho do buriti (representado pela CAS) e o número de infrutescências produzidas, assim como o encontrado em *Geonoma schottiana* (Sampaio & Scariot 2008) e *Oenocarpus bataua* (Rojas-Robles & Stiles 2009). Esse resultado difere da maioria das espécies de palmeiras, que apresentam relação positiva linear (Oyama 1990; Scariot *et al.* 1995; Cunningham 1997; Svenning 2000) ou não-linear (Barot & Gignoux 1999; Souza *et al.* 2003) entre o tamanho do indivíduo e a atividade reprodutiva. Esta ausência de relação pode ocorrer, pois os buritis produzem inflorescências irregularmente entre anos, com anos de alto investimento seguidos por anos de baixo ou nenhum investimento, resultado similar ao encontrado por Storti (1993) e Abreu (2001). Este padrão de reprodução é semelhante também com o que ocorre para *Oenocarpus bataua* (Rojas-Robles & Stiles 2009). Durante o período inativo, o indivíduo pode acumular as reservas necessárias para investimento nos eventos futuros de produção de frutos, independentemente do seu tamanho.

Conclusões

O estágio 1.1 pode ser caracterizado pela dependência do indivíduo às reservas da semente. Nessa fase os indivíduos geralmente estão sujeitos a altas taxas de mortalidade, tendem a acumular folhas e podem apresentar rápido crescimento no comprimento do pecíolo. Os indivíduos do estágio 1.2 podem ter sobrevivência acima de 80%. Conforme crescem em tamanho, tendem a ter mais folhas, cada vez maiores. Quando um indivíduo acumula entre 4 e 5 folhas pode produzir estipe aéreo e passar para o estágio 2. Nesta fase, o comprimento do pecíolo pode diminuir conforme o estipe cresce e o tamanho das folhas tende a ser independente do tamanho do indivíduo. Quando o buriti atinge um determinado tamanho, pode tornar-se reprodutivo (estágio 3). O número de folhas tende a aumentar conforme o indivíduo reprodutivo cresce, mas a atividade reprodutiva independe do tamanho. As mudanças nas características macro-morfológicas dos indivíduos durante o ciclo de vida do buriti podem estar relacionadas às alterações na sobrevivência e na alometria dos indivíduos. Cada estágio ontogenético pode ter contribuição diferente para a dinâmica das populações de buriti.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu, S. A. B. 2001. Biologia reprodutiva de *Mauritia flexuosa* L.f (Arecaceae) em vereda no município de Uberlândia - MG. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia - UFU, Uberlândia - MG.

- Alves, L. F.; Martins, F. R. & Santos, F. A. M. 2004. Allometry of a neotropical palm, *Euterpe edulis* Mart. Acta Botânica Brasílica 18(2):369-374.
- Avalos, G. & Sylvester, O. 2010. Allometric estimation of total leaf area in the neotropical palm *Euterpe oleracea* at La Selva, Costa Rica. Trees 24:969-974.
- Barbosa, R. I.; Lima, A. D. & Junior, M. M. 2010. Biometria de frutos do buriti (*Mauritia flexuosa* L.f. - Arecaceae): produção de polpa e óleo em uma área de savana em Roraima. Amazônia: Ciência & Desenvolvimento 5(10):71-85.
- Barot, S. & Gignoux, J. 1999. Population structure and life cycle of *Borassus aethiopum* Mart.: evidence of early senescence in a palm tree. Biotropica 31:439-448.
- Barthélémy, D. & Caraglio, Y. 2007. Plant architecture: a dynamic, multilevel and comprehensive approach to plant form, structure and ontogeny. Annals of Botany 99:375-407.
- Begon, M.; Townsend, C. R. & Harper, J. L. 2007. Ecologia de indivíduos a ecossistemas. 4º Edição. Artmed, Porto Alegre - RS. 752p.
- Bernacci, L. C.; Martins, F. R. & Santos, F. A. M. 2008. Estrutura de estádios ontogenéticos em população nativa da palmeira *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (Arecaceae). Acta Botânica Brasílica 22(1):119-130.
- Bernal, R. 1998. Demography of the vegetable ivory palm *Phytelephas seemannii* in Colombia, and the impact of seed harvesting. Journal of Applied Ecology 35(1):64-74.
- Carvalho, R. M.; Martins, F. R. & Santos, F. A. M. 1999. Leaf ecology of pre-reproductive ontogenetic stages of the palm tree *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae). Annals of Botany 83:225-233.

- Chazdon, R. L. 1992. Patterns of growth and reproduction of *Geonoma congesta*, a clustered understory palm. *Biotropica* 24:43-51.
- Cunningham, S. A. 1997. The effect of light environment, leaf area, and stored carbohydrates on inflorescence production by a rain forest understory palm. *Oecologia* 111:36-44.
- Fernandes, N. M. P. 2002. Estratégias de produção de sementes e estabelecimento de plântulas de *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae) no Vale do Acre/Brasil. Tese de doutorado. UA/INPA, Manaus - AM.
- Ferraz, D. K. 2004. Ecologia de populações de *Lytocaryum hoehnei* (BURRET) TOLEDO (Arecaceae) na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia-UNICAMP, Campinas - SP.
- Frost, I. & Rydin, H. 1997. Effects of competition, grazing and cotyledon nutrient supply on growth of *Quercus robur* seedlings. *Oikos* 79:53-58.
- Gatsuk, L. E.; Smirnova, O. V.; Vorontzova, L. I.; Zaugolnova, L. B. & Zhukova, L. A. 1980. Age states of plants of various growth forms - a review. *Journal of Ecology* 68:675-696.
- Henderson, A.; Galeano, G. & Bernal, R. 1995. Field guide to the palms of the Americas. New Jersey, Princeton University Press. 351p.
- Kimura, M. & Simbolon, H. 2002. Allometry and life history of a forest understory palm *Pinanga coronata* (Arecaceae) on Mount Halimun, West Java. *Ecological Research* 17:323-338.

- Maurenza, D.; Marengo, R. A.; Parolin, P. & Piedade, M. T. F. 2012. Physiological responses to flooding and light in two tree species native to the Amazonian floodplains. *Aquatic Botany* 96:7-13.
- Oyama, K. 1990. Variation in growth and reproduction in the neotropical dioecious palm *Chamaedorea tepejilote*. *Journal of Ecology* 78:648-663.
- Portela, R. C. Q. & Santos, F. A. M. 2011. Caracterização dos estádios ontogenéticos de três espécies de palmeiras: uma proposta de padronização para estudos de dinâmica populacional. *Revista Brasileira de Botânica* 34(4):523-535.
- Renninger, H. J. & Phillips, N. 2010. Intrinsic and extrinsic hydraulic factors in varying sizes of two Amazonian palm species (*Iriartea deltoidea* and *Mauritia flexuosa*) differing in development and growing environment. *American Journal of Botany* 97(12):1926-1936.
- Rocha, E. 2004. Potencial ecológico para o manejo de frutos de açaizeiro (*Euterpe precatoria* Mart.) em áreas extrativistas no Acre, Brasil. *Acta Amazônica* 34(2):237-255.
- Rodríguez-Buriticá, S.; Orjuela, M. A. & Galeano, G. 2005. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: an understory palm used as foliage in Colombia. *Forest Ecology and Management* 211:329-340.
- Rojas-Robles, R. & Stiles, F. G. 2009. Analysis of a supra-annual cycle: reproductive phenology of the palm *Oenocarpus bataua* in a forest of the Colombian Andes. *Journal of Tropical Ecology* 25:41-51.

- Sampaio, M. B. & Scariot, A. 2008. Growth and reproduction of the understory palm *Geonoma schottiana* Mart. in the gallery forest in Central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 31(3):433-442.
- Sampaio, M. B. & Scariot, A. 2010. Effects of stochastic herbivory events on population maintenance of an understorey palm species (*Geonoma schottiana*) in riparian tropical forest. *Journal of Tropical Ecology* 26:151-161.
- Sampaio, M. B.; Schmidt, I. B. & Figueiredo, I. B. 2008. Harvesting effects and population ecology of the buriti palm (*Mauritia flexuosa* L.f., Arecaceae) in the Jalapão region, Central Brasil. *Economic Botany* 62(2):171-181.
- Scariot, A.; Lleras, E. & Hay, J. D. 1995. Flowering and fruiting phenologies of the palm *Acrocomia aculeata*: patterns and consequences. *Biotropica* 27:168-173.
- Silva Matos, D. M.; Freckleton, R. P. & Watkinson, A. R. 1999. The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. *Ecology* 80: 2635-2650.
- Souza, A. F.; Martins, F. R. & Bernacci, L. C. 2003. Clonal growth and reproductive strategies of the understory tropical palm *Geonoma brevispatha*: an ontogenetic approach. *Canadian Journal of Botany* 81:101-112.
- Souza, A. F.; Martins, F. R. & Matos, D. M. S. 2000. Detecting ontogenetics stages of the palm *Attalea humilis* in fragments of the Brazilian Atlantic forest. *Canadian Journal of Botany* 78:1227-1237.
- Storti, E. F. 1993. Biologia floral de *Mauritia flexuosa* LIN. FIL, na região de Manaus, AM, Brasil. *Acta Amazônica* 23(4):371-381.
- Svenning, J. C. 2000. Growth strategies of clonal palms (Arecaceae) in a neotropical rainforest, Yasuni, Ecuador. *Australian Journal of Botany* 48:167-178.

- Svenning, J. C. & Macía, M. J. 2002. Harvesting of *Geonoma macrostachys* Mart. leaves for thatch: an exploration of sustainability. *Forest Ecology and Management* 167:251-262.
- Watanabe, N. M. & Suzuki, E. 2007. Ontogenetic development in architecture and biomass allocation of 13 rattan species in Indonesia. *Journal of Plant Research* 120(4):551-561.

CAPÍTULO 2: Impactos do extrativismo de frutos e do fogo na ecologia populacional do buriti (*Mauritia flexuosa*; Arecaceae)

Maurício Bonesso Sampaio

Flavio Antonio Maës dos Santos

Resumo

A coleta de produtos florestais não-madeireiros (PFNMs) em alta intensidade pode causar impactos negativos na estrutura e na dinâmica da população explorada. Outras perturbações antrópicas como as queimadas, podem aumentar ou diminuir a sustentabilidade ecológica do extrativismo de PFMNs. Avaliamos se os impactos do extrativismo de frutos e de queimadas praticados por comunidades rurais modificam a ecologia populacional do buriti (*Mauritia flexuosa*; Arecaceae) no Brasil Central. Amostramos 16 populações de buriti, sendo nove com histórico de coleta de frutos (extrativismo) e sete sem histórico de coleta (controle). Em cinco populações, sendo três controle e duas sujeitas ao extrativismo, ocorreram queimadas acidentais durante o estudo. O tamanho das populações de buriti pode não reduzir em longo prazo caso o extrativismo de frutos cause no máximo 70% de redução na fecundidade. Já as queimadas frequentes podem causar a mortalidade de buritis reprodutivos e reduzir o recrutamento de plântulas, contribuindo para a diminuição no tamanho das populações. Evitar a entrada do fogo no interior dos brejos é fundamental para a conservação dos buritis e ao mesmo tempo, para manter uma importante fonte de renda para as comunidades rurais do Brasil Central.

Palavras-chave: extrativismo sustentável, LTRE, reprodução plurianual, queimadas, Cerrado

Introdução

Produtos florestais não madeireiros (PFNM) são utilizados por 1,4 a 1,6 bilhões de pessoas no mundo. De 0,5 a 1 bilhão de pessoas são pequenos proprietários de terras que manejam áreas naturais remanescentes para obter fontes de subsistência e renda (Shackleton *et al.* 2011). Além de contribuir para amenizar a pobreza de comunidades rurais (Babulo *et al.* 2009), o extrativismo de PFNM também pode ser uma alternativa econômica (Byron & Arnold 1997) de menor impacto do que o corte seletivo de madeira e a conversão das florestas em pastagens (Nepstad & Schwartzman 1992) ou monoculturas. Porém, para ser uma alternativa viável em longo prazo, o extrativismo precisa ter sustentabilidade econômica, ecológica e social (Arnold & Pérez 2001; Newton 2008; Sunderland *et al.* 2011).

Em alguns sistemas de extrativismo de PFNM em áreas naturais pode ocorrer sobreexploração, causando a redução no tamanho das populações manejadas e a perda de sustentabilidade ecológica (Murali *et al.* 1996; Ganeshaiah *et al.* 1998; Bhattacharya & Hayat 2004; Nakazono *et al.* 2004; Rist *et al.* 2010; Fedele *et al.* 2011). O impacto do extrativismo em populações naturais depende da história de vida da planta, do tipo de PFNM coletado, das práticas de manejo adotadas e de características da população como abundância de indivíduos, atividade reprodutiva, taxa de crescimento populacional e resiliência da população às perturbações naturais (Ticktin 2004; Ticktin & Schackleton 2011).

Para determinar a sustentabilidade do extrativismo, o primeiro passo é avaliar os impactos da colheita do PFNM na estrutura e dinâmica das populações manejadas. Isso

pode ser feito experimentalmente comparando-se a dinâmica de populações sujeitas ao extrativismo com populações controle, utilizando-se réplicas em cada tratamento, de forma a captar a heterogeneidade ambiental (Gaoue & Ticktin 2010; Schmidt *et al.* 2011). Também é importante considerar o histórico de variação das atividades de extrativismo ao longo do tempo em uma população (Nantel *et al.* 1996; Ticktin *et al.* 2002; Gaoue *et al.* 2011). Nos sistemas reais de extrativismo, a intensidade de coleta pode variar temporalmente, pois os extrativistas decidem quando, onde e quanto coletar, dependendo das suas necessidades e do seu conhecimento a respeito do tempo de resposta da população aos eventos de extrativismo anteriores (Gaoue *et al.* 2011). Efeitos compensatórios podem minimizar o impacto do extrativismo em curto prazo, porém ao longo do tempo o efeito acumulado da coleta de PFNM pode causar impacto na população manejada (Endress *et al.* 2006). Assim, ao contrário das simulações experimentais de extrativismo, resultados mais realistas podem ser obtidos quando é feita a comparação da dinâmica de populações controle com a dinâmica de populações sujeitas aos sistemas de extrativismo de PFNMs, que possuam histórico de exploração.

As plantas manejadas por comunidades locais podem ser sujeitas a outras perturbações, além do extrativismo, como fogo (Ratsirarson *et al.* 1996; Sinha & Brault, 2005; Schmidt *et al.* 2007), pastejo (Sullivan *et al.* 1995; Ratsirarson *et al.* 1996; Lopez-Toledo *et al.* 2011), proliferação de parasitas (Rist *et al.* 2008), de lianas (Kainer *et al.* 2007) e a fragmentação dos habitats (Portela *et al.* 2010). Estas perturbações também podem influenciar a dinâmica das populações alvo do extrativismo e torná-las mais ou menos tolerantes à coleta de PFNMs.

Os efeitos do fogo em uma população são muito dependentes da autoecologia da espécie, da frequência, época e intensidade de fogo (Hoffmann 1999; Duchesne & Wetzel 2004). Em alguns casos a queimada aumenta a mortalidade de indivíduos de diversos estádios do ciclo de vida, diminui o tamanho dos indivíduos e reduz a fecundidade, o que pode causar um decréscimo na taxa de crescimento populacional (Barrow *et al.* 1993; Hoffmann 1999; Liddle *et al.* 2006; Souza & Martins 2004). Em outros casos, a produtividade do PFNM pode ser estimulada pelo fogo, como o que ocorre com os escapos de capim-dourado, *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland, utilizados para a produção de artesanatos no domínio do Cerrado (Schmidt *et al.* 2007). Para palmeiras adaptadas a ambientes sujeitos a queimadas frequentes, como *Serenoa repens* (W. Bartram) Small e *Sabal etonia* Swingle ex Nash na Flórida, o fogo não causa a mortalidade de indivíduos e pode estimular a produção de folhas, a floração e a produção de frutos (Abrahamson 1999).

A palmeira buriti, *Mauritia flexuosa* L.f, é intensivamente utilizada pelas comunidades rurais em todos os locais de ocorrência (Gragson 1992; Macía 2004; Nascimento *et al.* 2009; Saraiva 2009; Horn *et al.* 2012). O buriti ocorre dos Andes, no noroeste da América do Sul, até o litoral brasileiro no Pará e Maranhão. O limite sul da sua distribuição é o norte do estado de São Paulo (Henderson *et al.* 1995). Os frutos e as folhas desta palmeira estão entre os PFNMs mais importantes para a subsistência das comunidades rurais e também para a cultura local (Fernandes 2011). As fibras obtidas das folhas novas são utilizadas para costurar os escapos de capim-dourado na confecção de artesanatos nos estados de Tocantins, Goiás e Bahia (Schmidt 2011). Os frutos são utilizados para a produção de doces, polpa congelada e óleo, produzidos em unidades familiares ou em

pequenas agroindústrias em todo o domínio do Cerrado (Carrazza & Figueiredo 2010; Sampaio 2011).

O extrativismo das folhas novas não causa impactos no crescimento dos indivíduos, na estrutura e na dinâmica das populações de buriti (Sampaio *et al.* 2008; Saraiva 2009). O sistema tradicional de extrativismo de frutos utilizado na Amazônia Peruana, que requer a derrubada dos reprodutivos (Manzi & Coomes 2009; Horn *et al.* 2012), pode ser sustentável se causar a mortalidade de no máximo 22,5% das fêmeas em intervalos de no mínimo 20 anos (Holm *et al.* 2008). No Brasil, os frutos do buriti são colhidos principalmente no chão, após a dispersão natural, ou os cachos com frutos maduros são coletados diretamente do indivíduo reprodutivo, sem causar a sua mortalidade. A sustentabilidade deste sistema de extrativismo de frutos pode ser maior do que o praticado no Peru, porém, isso ainda não foi avaliado.

De forma geral, a coleta de frutos de espécies arbóreas de vida longa tende a causar baixo impacto negativo nas populações manejadas, pois os indivíduos geralmente produzem muitos frutos durante um longo período de tempo (Ticktin 2004), mas ainda há pouca informação disponível, principalmente para palmeiras. De acordo com resultados já encontrados para palmeiras, o extrativismo pode ser sustentável em uma ampla faixa de porcentagens de frutos colhidos anualmente, que vai de 25% a 95% dos frutos produzidos em uma população (Ratsirarson *et al.* 1996; Bernal 1998; Rocha 2004; Lima 2011). Para outras espécies, como *Lodoicea maldivica* Pers., que possui baixa produtividade de frutos, a intensidade da coleta praticada atualmente é maior do que a capacidade tolerada pelas populações remanescentes nas Ilhas Seicheles, que são pequenas e sujeitas a perturbações antrópicas (Rist *et al.* 2010).

O buriti pode gerar renda e segurança alimentar para comunidades locais, e também, é uma espécie importante para o funcionamento ecossistêmico dos brejos. Entender como o extrativismo de frutos e o fogo influenciam a dinâmica populacional desta palmeira é fundamental para subsidiar as ações de manejo e conservação. Portanto, este estudo teve como objetivo avaliar o impacto do extrativismo de frutos e do fogo na ecologia populacional do buriti. Nós testamos duas hipóteses: (i) a coleta de frutos de buriti não influencia o recrutamento de plântulas, a estrutura e a dinâmica das populações, assim como encontrado para algumas espécies de palmeiras (Ratsirarson *et al.* 1996; Bernal 1998; Rocha 2004; Lima 2011); (ii) o fogo não causa impactos negativos na estrutura e na dinâmica das populações de buriti, assim como encontrado para as palmeiras *Serenoa repens* e *Sabal etonia*, que são tolerantes às queimadas (Abrahamson 1999).

Material e métodos

Espécie de estudo

O buriti (*Mauritia flexuosa*) é uma palmeira arborescente, com estipe solitário, dióica, xenogâmica, cujos principais polinizadores são abelhas do gênero *Trigona* Jurine, 1807, coleópteros e dípteros, e não ocorre anemofilia. O desenvolvimento das inflorescências até o amadurecimento dos frutos demora mais de um ano (Abreu 2001; Storti 1993). O amadurecimento e a dispersão dos frutos no Brasil Central iniciam em outubro e só terminam em julho do ano seguinte (Abreu 2001). A atividade reprodutiva é plurianual, tanto em nível individual, quanto populacional, sendo que o número de

inflorescências é cerca de duas vezes maior em um ano de alta produção do que em anos de baixa produção, mas há produção de frutos anualmente (Abreu 2001; Fernandes 2002). Cada infrutescência produz de 479 a 1.889 frutos (Storti 1993; Silva 2009). No Brasil Central, os frutos são ovais, de 4 a 5 cm de comprimento, com peso médio de 38,2 g (EP = 0,6 g; n=80) (M. B. Sampaio; dados não publicados). Uma infrutescência produz de 19,4 a 36 kg de frutos (Torres *et al.* 2006; Barbosa *et al.* 2010). O endosperma é muito duro e em geral há apenas uma semente por fruto, mas pode ocorrer dispermia ou partenocarpia em baixa frequência (Fernandes 2002). A dispersão das sementes é hidrocórica ou zoocórica (Ponce *et al.* 1999; Fernandes 2002; Ponce Calderón 2002). Em campo, a germinabilidade das sementes é de 77 a 86%. As sementes começam a germinar 65 dias após a dispersão e permanecem viáveis por pelo menos 1 ano e 2 meses (Ponce *et al.* 1999).

O buriti é a espécie dominante nos brejos do Brasil Central. Os brejos são compridos e estreitos, geralmente florestais, que se localizam ao redor de pequenos cursos d'água nas áreas de nascente, onde o relevo é geralmente suave. O solo é hidromórfico e permanentemente inundado (Ivanauskas *et al.* 1997; Toniato *et al.* 1998). Os brejos são frequentemente margeados por campos limpos, que não possuem o componente arbóreo-arbustivo e podem ter o solo permanentemente úmido ou seco dependendo da posição no relevo.

Coleta dos dados

Nós amostramos as populações de buriti em 16 brejos (Tabela 1) de três regiões do Brasil Central: leste de Tocantins, no Jalapão, (10°13'S; 46°34'W), nordeste do Tocantins

(08°51'S; 47°51'W) e sul do Piauí (09°12'S; 44°36'). Nestas três regiões, os brejos ocorrem em abundância e existem associações ou cooperativas que coordenam as atividades de extrativismo de PFNM. Em nove brejos havia histórico de coleta de frutos de buriti em alta intensidade, ou seja, mais de 100 kg de polpa processada por safra e por brejo há pelo menos três safras (ou seis anos) anteriores ao início do estudo. Nos demais sete brejos, que foram considerados como pertencentes ao tratamento controle, não havia histórico de intensa coleta de frutos, ou seja, não havia relatos de colheita, ou a produção era de menos do que 100 kg de polpa por safra, e a colheita estava ocorrendo apenas para consumo da família. Além disso, nós amostramos brejos que tinham a menor intensidade possível de outras perturbações no seu interior, como queimadas, criações de porcos e/ou de gado. Apesar do tempo decorrido desde a última queimada ter sido variável entre brejos, todas as áreas estavam há pelo menos dois anos sem queimar antes do início do estudo (Tabela 1), de acordo com as informações obtidas com os proprietários dos brejos e por observações de campo.

Tabela 1. Localização dos 16 brejos amostrados, ano de ocorrência da última queimada e uso do brejo para criação de gado, porcos e para o extrativismo de frutos de buriti (quantidade estimada de polpa processada por safra). L = Leste, NE = Nordeste, S = Sul.

Brejo	Região	Última queimada	Gado ^d	Porco ^e	Tratamento ^f
Atoladeira	L-Tocantins	2005 ^a	ausente	ausente	controle
Cansa Cavalo	L-Tocantins	2006 ^{a, b}	ausente	ausente	controle
Anta	L-Tocantins	antes de 1998 ^a	ausente	ausente	controle
Porcos	L-Tocantins	2000 ^c	pouco	ausente	coleta ^g
São Félix	L-Tocantins	antes de 1998	ausente	pouco	coleta ^g
Seco	L-Tocantins	antes de 1993	pouco	ausente	coleta ^g
Cabeceira Fina	NE-Tocantins	2006 ^b	ausente	ausente	controle
Conceição	NE-Tocantins	antes de 1989	pouco	ausente	coleta (≈400 kg)
Grande	NE-Tocantins	parte do brejo em 2005	pouco	ausente	coleta (≈200 kg)
Merola	NE-Tocantins	1999	pouco	ausente	controle
Rebojo	NE-Tocantins	1999 ^b	ausente	pouco	coleta ^g
Santo Antônio	NE-Tocantins	1999 ^b	ausente	ausente	controle
Boca do Mato	S-Piauí	parte do brejo em 2006	ausente	pouco	coleta (≈150 kg)
Estiva	S-Piauí	antes de 1989	ausente	ausente	controle
Olho d'Água	S-Piauí	antes de 1989	pouco	pouco	coleta (≈600 kg)
Saco Grande	S-Piauí	antes de 1989	pouco	ausente	coleta (≈1.000 kg)

^a Em junho de 2009 esses brejos foram aceirados para evitar a entrada de fogo.

^b Brejos que foram acidentalmente queimados na seca de 2010.

^c Brejo queimado em setembro de 2008 por incêndio acidental.

^d Pouco significa que menos de 10 cabeças de gado entram em alguns locais do brejo.

^e Pouco significa que os porcos são criados confinados, ao lado da área do brejo amostrada. Eventualmente alguns animais podem sair do cercado e utilizar a área amostrada.

^f Brejos controle foram os que não tinham histórico de coleta de frutos, ou a produção de polpa era menor do que 100 kg por safra e exclusivamente para consumo da família.

^g Não foi possível estimar a quantidade de polpa processada, pois os frutos são colhidos simultaneamente por várias famílias.

Amostramos as populações de buriti em parcelas de 10 x 10 m marcadas com estacas de alumínio e georreferenciadas. Sorteamos a localização das parcelas ao longo do comprimento e da largura do brejo de forma que a distância mínima entre parcelas fosse de

5 m. Não alocamos parcelas nos locais onde o brejo tinha menos que 10 m de largura e onde não havia formação de dossel contínuo. Marcamos de 13 a 20 parcelas em cada brejo, sendo o número de parcelas dependente do comprimento do brejo que poderia ser utilizado para a amostragem. Medimos os indivíduos com menos de 2 m de altura em duas sub-parcelas de 3 x 3 m estabelecidas sistematicamente nos cantos de cada parcela, sendo que os demais indivíduos amostramos na parcela inteira. Cada indivíduo amostrado foi marcado com uma placa de alumínio numerada. Medimos a altura do solo até o ápice do pecíolo da folha mais alta e quando o buriti estava no estágio reprodutivo nós determinamos o sexo e contamos o número de cachos.

Monitoramos as populações da região do Jalapão semestralmente durante três anos, em julho de 2008, janeiro de 2009, junho de 2009, janeiro de 2010, junho de 2010, janeiro de 2011 e julho de 2011. Nas demais regiões, Nordeste do Tocantins e Sul do Piauí, realizamos apenas três amostragens durante dois anos, a primeira entre fevereiro e abril de 2009, a segunda entre fevereiro e março de 2010 e a última em março de 2011.

Análise dos dados

Para avaliar a dinâmica das populações, calculamos as taxas vitais anuais para cada um dos 16 brejos e construímos matrizes de transição (A) estruturadas por estágio (Figura 1) de acordo com Morris e Doak (2002). Classificamos os buritis amostrados em quatro estádios ontogenéticos (Capítulo 1): 1.1 — indivíduos sem estipe acima do solo, não-reprodutivos e com altura inferior a 1 m; 1.2 — sem estipe acima do solo, não-reprodutivos

e com 1 m ou mais de altura; 2 — com estipe acima do solo e não-reprodutivos; 3 — com estipe acima do solo e reprodutivos.

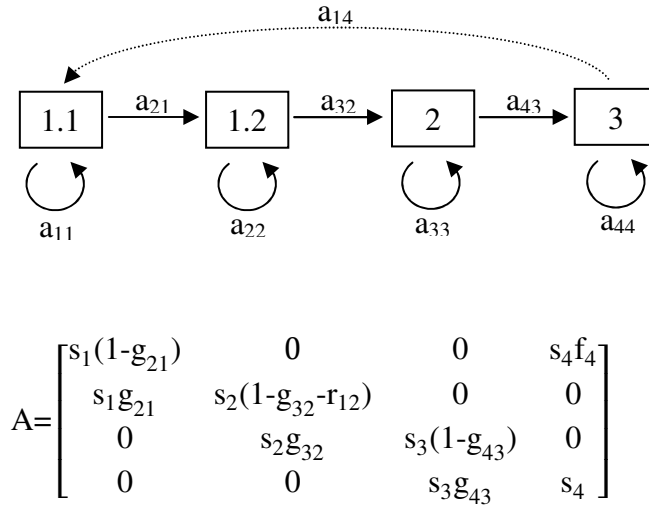


Figura 1. Ciclo de vida e matriz de transição de Lefkovich para as populações de buriti (*Mauritia flexuosa*), cujas taxas vitais dos estádios ontogenéticos (1.1, 1.2, 2 e 3) são representadas pelas setas com linhas contínuas e a fecundidade é representada pela seta tracejada. As taxas vitais são sobrevivência (s_i), crescimento (g_{ij}) e fecundidade (f_4).

Calculamos as taxas vitais de sobrevivência (s_i), crescimento (g_{ij}) e fecundidade (f_4) de acordo com Morris e Doak (2002). A fecundidade foi calculada dividindo-se o número de plântulas recrutadas no tempo $t+1$ pelo número de indivíduos reprodutivos (machos e fêmeas) no tempo t . Calculamos a taxa de crescimento populacional assintótica (λ) para a população amostrada em cada brejo e em cada ano utilizando-se o método *power* (Caswell 2001). Quando $\lambda > 1$ a população tem taxa de crescimento positiva, negativa para $\lambda < 1$ e nula para $\lambda = 1$. Estimamos os intervalos de confiança do λ com viés corrigido, a 95% de probabilidade, utilizando *bootstrap* com 10.000 aleatorizações para cada matriz A (Caswell

2001). Em cada aleatorização os indivíduos foram sorteados com reposição dentro de cada estádio. Os λ s foram considerados significativamente diferentes quando não houve sobreposição dos intervalos de confiança. Em cada aleatorização nós calculamos os elementos a_{ij} da matriz resultante (A_k) pela média das taxas vitais de indivíduos sorteados dentro de um mesmo estádio com igual probabilidade e com reposição. As populações com poucos buritis nos estádios 2 e 3 tiveram taxas de permanência dos indivíduos nestes estádios iguais a 1 em muitas das aleatorizações, independentemente das demais taxas vitais. Para minimizar este problema, sempre que ocorreu, nós substituímos as taxas vitais dos estádios 2 e 3 destas populações pelas respectivas taxas médias do conjunto de populações do mesmo ano independentemente do tratamento. Não houve diferenças significativas nas taxas vitais dos indivíduos deste estádio entre os tratamentos extrativismo e controle (resultados não mostrados).

Como a fecundidade do buriti varia entre anos, nós avaliamos o efeito da atividade reprodutiva plurianual na dinâmica populacional do buriti. Este efeito foi incorporado nos modelos matriciais estocásticos. Para isso, nós construímos matrizes de transição (A) para as populações controle do Jalapão agregadas, calculamos as taxas demográficas e montamos matrizes controle agregadas, como se todos os indivíduos dos brejos controle pertencessem a uma única população, para cada um dos três períodos: (A_1) junho de 2008 a junho de 2009; (A_2) junho de 2009 a junho de 2010; e (A_3) junho de 2010 a julho de 2011. Calculamos a elasticidade de λ às variações em cada taxa vital, sobrevivência, crescimento e fecundidade (Caswell 2001). Para avaliar a contribuição de cada taxa vital para a diferença do λ entre os três períodos utilizamos a análise *life table response experiments* (LTRE) em desenho fixo (Caswell 2001). Com esta análise calculamos a contribuição de

cada taxa vital (c_{ij}) para a diferença entre as taxas de crescimento populacional de cada período (t) utilizando a fórmula: $c_{ij} = S^*_{ij}(v_{t+1ij} - v_{tij})$; onde S^*_{ij} é a sensibilidade da matriz média (M), calculada por: $M = (A_t + A_{t+1})/2$, e v_{ij} são as taxas vitais de uma das três matrizes de transição agregadas dos dois períodos de estudo, A_1 , A_2 ou A_3 . As matrizes foram comparadas duas a duas. Quando c_{ij} teve valor positivo, a taxa vital teve contribuição positiva para a diferença no λ entre períodos, ou seja, a taxa demográfica foi maior para o período $t+1$ do que t . O valor negativo de c_{ij} ocorreu quando a taxa vital foi maior para o período t do que $t+1$.

Nós calculamos a taxa de crescimento populacional estocástica (r_s) (Caswel 2001) pela simulação da variação do tamanho populacional sob diferentes frequências de ocorrência de anos bons (alta taxa de recrutamento de indivíduos do estágio 1.1) e anos ruins (baixo recrutamento) em longo prazo para as populações controle do Jalapão. Esta taxa foi calculada pela equação $r_s = \log_{10}(\lambda_s)$. Utilizamos 50.000 aleatorizações para calcular cada valor de r_s e calculamos o intervalo de confiança com base na distribuição dos valores calculados. As matrizes A_1 e A_3 representaram anos bons, enquanto A_2 representou o ano ruim (veja os resultados).

Para avaliar o efeito do extrativismo de frutos na dinâmica populacional do buriti em cada ano, nós comparamos o λ das populações controle agregadas com o λ das populações sujeitas ao extrativismo de frutos agregadas. Excluímos desta análise as populações que queimaram acidentalmente no ano da queimada e nos anos posteriores (Tabela 1). Utilizamos a análise LTRE para calcular a contribuição de cada taxa vital para a diferença das taxas de crescimento entre tratamentos para cada ano. Os valores de

contribuição (c_{ij}) positivos indicam que a taxa vital em questão foi mais alta para o controle do que para o extrativismo e os negativos indicam o inverso.

Para estimar a taxa de crescimento populacional estocástica (r_s) em diferentes cenários de intensidade de extrativismo de frutos nós utilizamos 50.000 aleatorizações. Em cada aleatorização nós alteramos os valores de fecundidade nas matrizes das populações controle para simular diferentes intensidades de extrativismo de frutos. Usamos as matrizes dos dois períodos de estudo (2009-2010 e 2010-2011) para incluir no modelo a variação anual na atividade reprodutiva.

Para avaliar o efeito do fogo na dinâmica das populações nós comparamos a dinâmica do brejo Porcos, que queimou acidentalmente em setembro de 2008, com a dinâmica das populações controle do Jalapão agregadas. Também comparamos a dinâmica das populações dos brejos que queimaram acidentalmente na estação seca (de agosto a outubro) de 2010, Santo Antônio, Rebojo, Cabeceira Fina e Cansa Cavalo, com a dinâmica das populações controle das três regiões agregadas. O brejo Porcos foi analisado separadamente dos demais brejos queimados, pois os anos que ocorreram as queimadas foram diferentes entre brejos.

Calculamos o efeito de diferentes intervalos entre queimadas (2, 3, 4, 5, 20 e 50 anos) e da ausência de queimadas (intervalo = ∞ anos) na taxa de crescimento populacional estocástica (r_s) utilizando 50.000 aleatorizações. Nesta análise nós utilizamos os dados demográficos de cada uma das populações que queimaram para simular o ano de queimada e as matrizes dos controles agregadas para simular os anos sem fogo. Usamos as matrizes controle dos dois períodos de estudo separadas (2009-2010 e 2010-2011) para incluir no modelo a variação anual na atividade reprodutiva.

Para simular o efeito da queimada e do extrativismo de frutos simultaneamente em uma população nós calculamos a taxa de crescimento populacional estocástica utilizando diferentes intervalos entre queimadas (2, 3, 4, 5, 20, 50, e ∞ anos) nas populações sujeitas ao extrativismo. Nesta análise nós usamos os dados dos dois períodos de amostragem para inserir no modelo a variação da fecundidade entre anos e utilizamos 50.000 aleatorizações. Nós também simulamos o efeito da queimada em diferentes intervalos em populações sujeitas à intensidade máxima de extrativismo sustentável encontrada, ou seja, quando há a redução de 70% da fecundidade.

Resultados

Influência da atividade reprodutiva plurianual

A atividade reprodutiva variou durante o período de estudo e influenciou o recrutamento de indivíduos do estágio 1.1 (Figuras 2, 3 e ANEXO 1). Em janeiro de 2009 houve alto recrutamento nas populações do Jalapão (Figura 2), que provavelmente foi causado por um evento de produção de frutos maduros anterior ao início do estudo (entre outubro de 2007 e fevereiro de 2008, de acordo com informações de extrativistas). Em junho de 2008 foram encontrados poucos cachos na população. A quantidade de cachos aumentou a partir de janeiro de 2009. Em janeiro e junho de 2010 foram encontrados muitos cachos com frutos maduros (Figura 3). De janeiro de 2009 a junho de 2010 houve baixo recrutamento, que coincidiu com o período de entressafra de frutos. Em janeiro de

2011 e julho de 2011 houve alto recrutamento novamente (Figura 2), resultado da safra de frutos de outubro de 2009 a junho de 2010 (ANEXO 1).

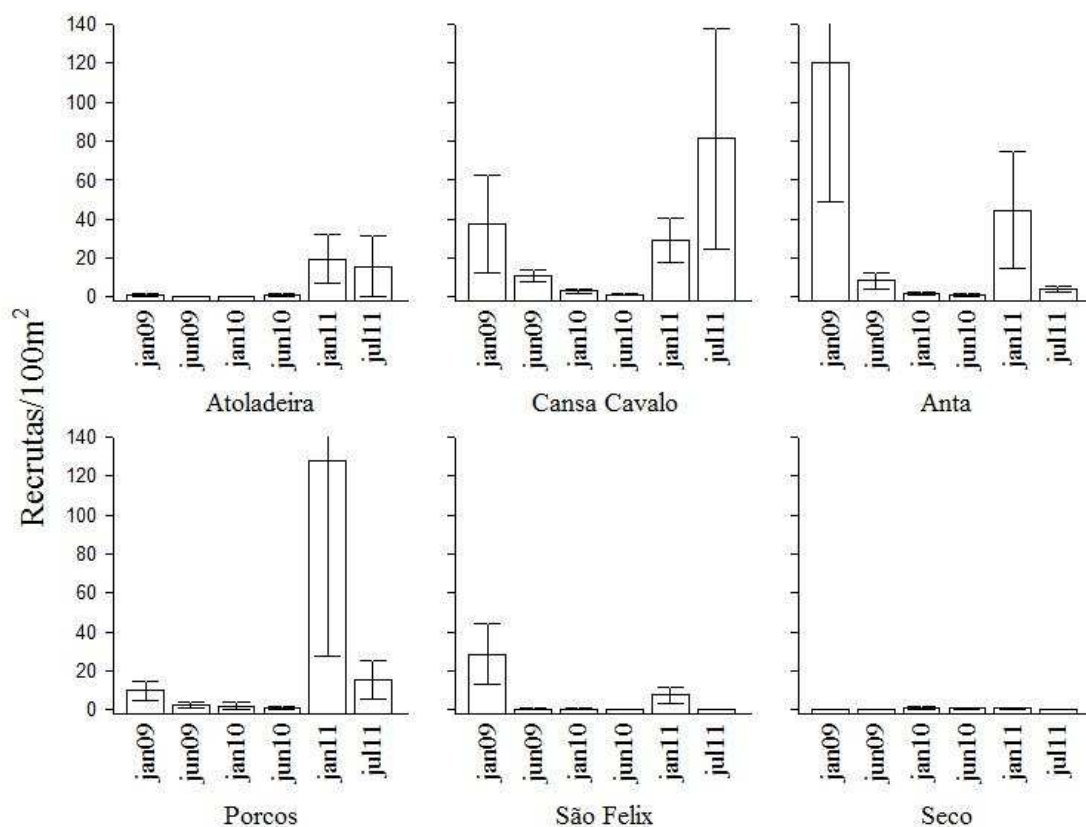


Figura 2. Densidade (média $\pm$ EP) de recrutas de buriti (*Mauritia flexuosa*) do estágio 1.1 em seis brejos do Jalapão de janeiro de 2008 a julho de 2011.

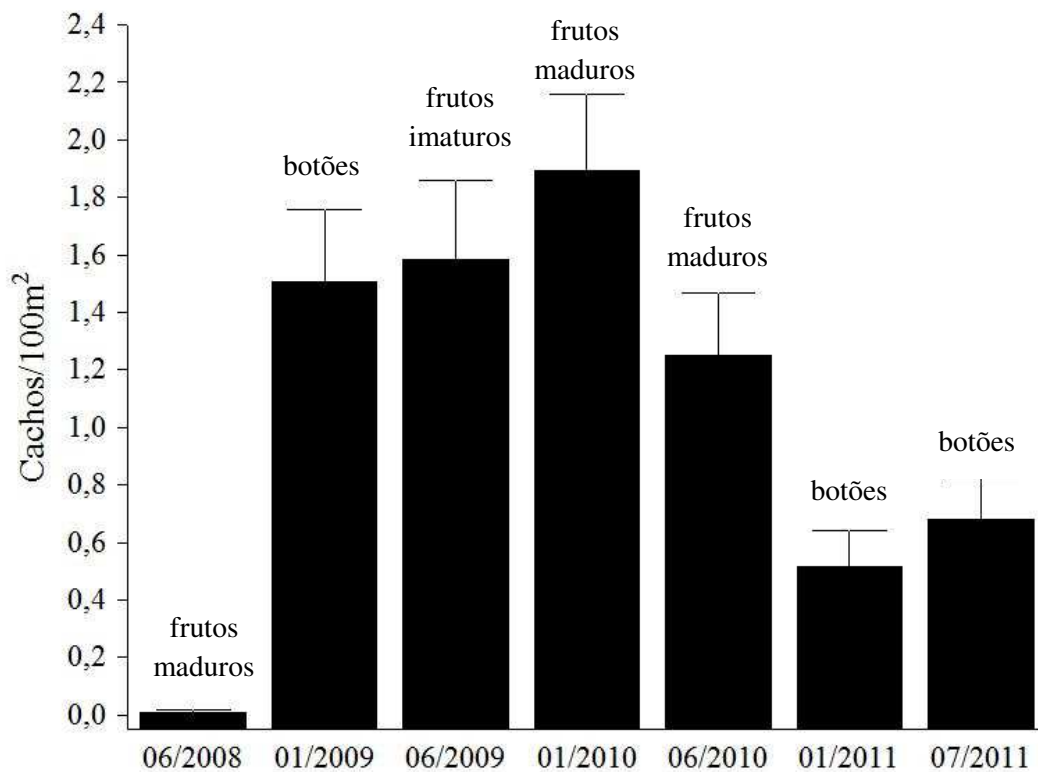


Figura 3. Média ($\pm$ EP) do número de cachos/100 m², contendo frutos maduros, frutos imaturos ou botões florais, contados semestralmente em buritis (*Mauritia flexuosa*) fêmeas de seis populações do Jalapão, de junho de 2008 a junho de 2011.

A taxa de crescimento das populações controle foi significativamente maior entre junho de 2008 e junho de 2009, quando houve alto recrutamento, do que entre junho 2009 e junho de 2010, quando houve baixo recrutamento. Porém, não houve diferença significativa no λ do período entre junho de 2010 e julho de 2011 (alto recrutamento) em relação aos demais (Figura 4).

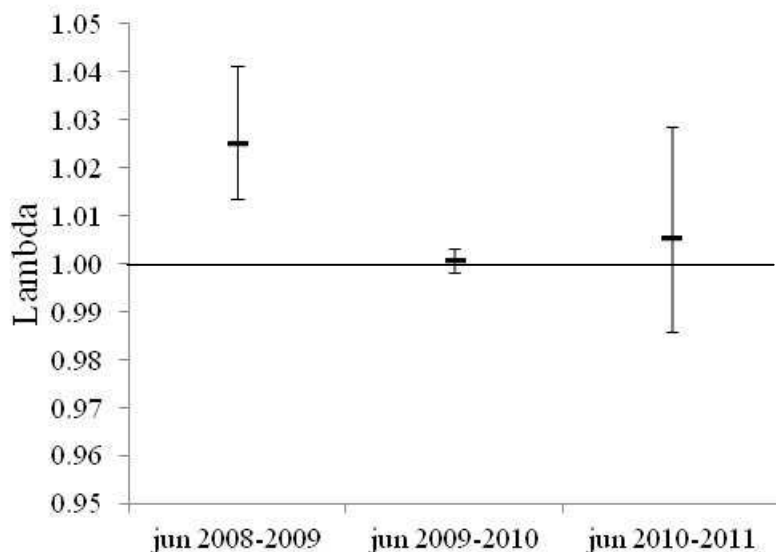


Figura 4. Taxa anual de crescimento populacional ($\pm$ intervalo de confiança a 95% de probabilidade) de populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) controle, no Jalapão, para três períodos: junho de 2008 a junho de 2009, junho de 2009 a junho de 2010 e de junho de 2010 a junho de 2011. A linha horizontal representa a taxa de crescimento na qual o tamanho populacional se mantém constante.

A taxa vital que mais contribuiu para a diferença na dinâmica populacional entre os três períodos foi a fecundidade (Figura 5). A contribuição da fecundidade entre o primeiro e o segundo período foi negativa, pois esta taxa foi maior no primeiro período ($f = 4$ ind. do estágio 1.1/ind. do estágio 3) do que no segundo ($f = 0,34$ ind. do estágio 1.1/ind. do estágio 3). A contribuição da fecundidade foi positiva para as outras duas comparações, pois houve maior fecundidade no terceiro período ($f = 11,32$ ind. do estágio 1.1/ind. do estágio 3) do que no primeiro e no segundo períodos.

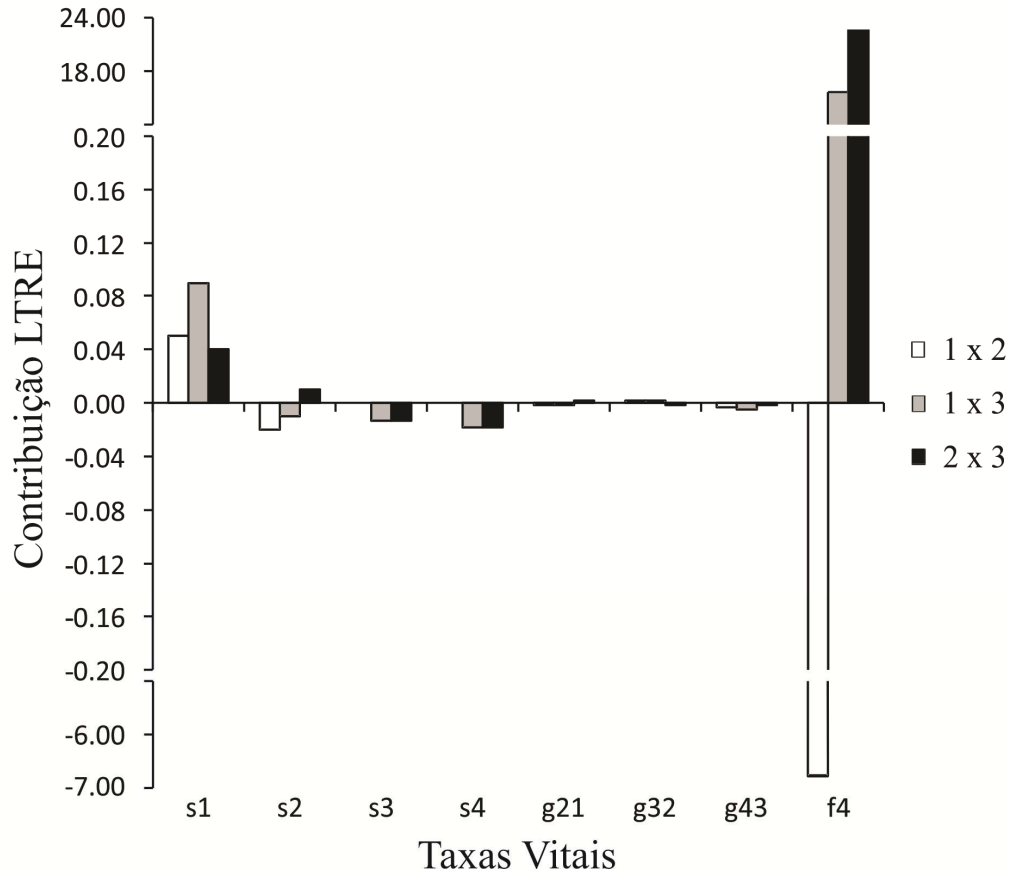


Figura 5. Contribuição LTRE das taxas vitais, sobrevivência (s), crescimento entre estádios (g), e fecundidade (f) para a diferença no crescimento populacional entre populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) controle do Jalapão, dos três períodos demográficos anuais (1 - junho de 2008 a junho de 2009; 2 - junho de 2009 a junho de 2010; 3 - junho de 2010 a julho de 2011), comparadas em pares. Valores positivos indicam maior contribuição de $t + 1$ em relação a t . Os brejos que sofreram queimada acidental foram excluídos desta análise. Note as quebras na escala do eixo y.

A taxa de crescimento populacional estocástica das populações controle foi sempre positiva, mesmo quando simulada apenas a ocorrência de anos de baixo recrutamento.

Porém, a redução da frequência de anos de baixo recrutamento aumentou o valor do r_s (Figura 6).

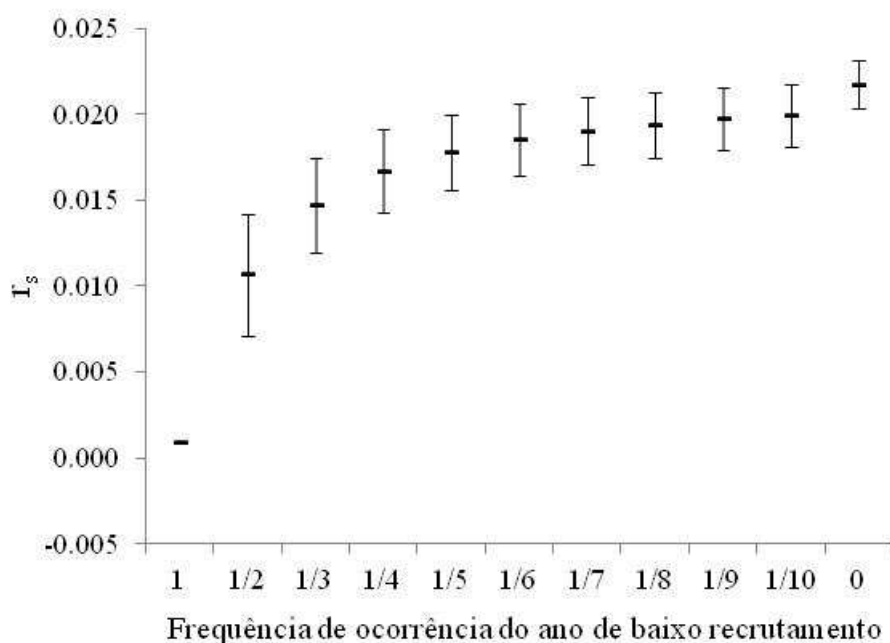


Figura 6. Simulação da taxa de crescimento populacional estocástica ($\pm$ intervalo de confiança) influenciada por diferentes frequências de ocorrência de anos de baixo recrutamento de indivíduos do estágio 1.1. Os dados foram coletados em populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) controle amostradas no Jalapão em três períodos, junho de 2008 a junho de 2009 (alto recrutamento), junho de 2009 a junho de 2010 (baixo recrutamento) e junho de 2010 a julho de 2011 (alto recrutamento). Os brejos que sofreram queimada acidental foram excluídos desta análise no ano da queimada e posteriormente.

Influência da razão sexual e da produção de cachos

A estrutura variou entre populações no período de estudo (Figura 7) desde a ausência de indivíduos no estágio 1.1, com predominância de indivíduos no estágio 1.2 no brejo Seco, até mais de 90% dos indivíduos amostrados pertencentes ao estágio 1.1 no brejo Grande em 2009 (Figura 7).

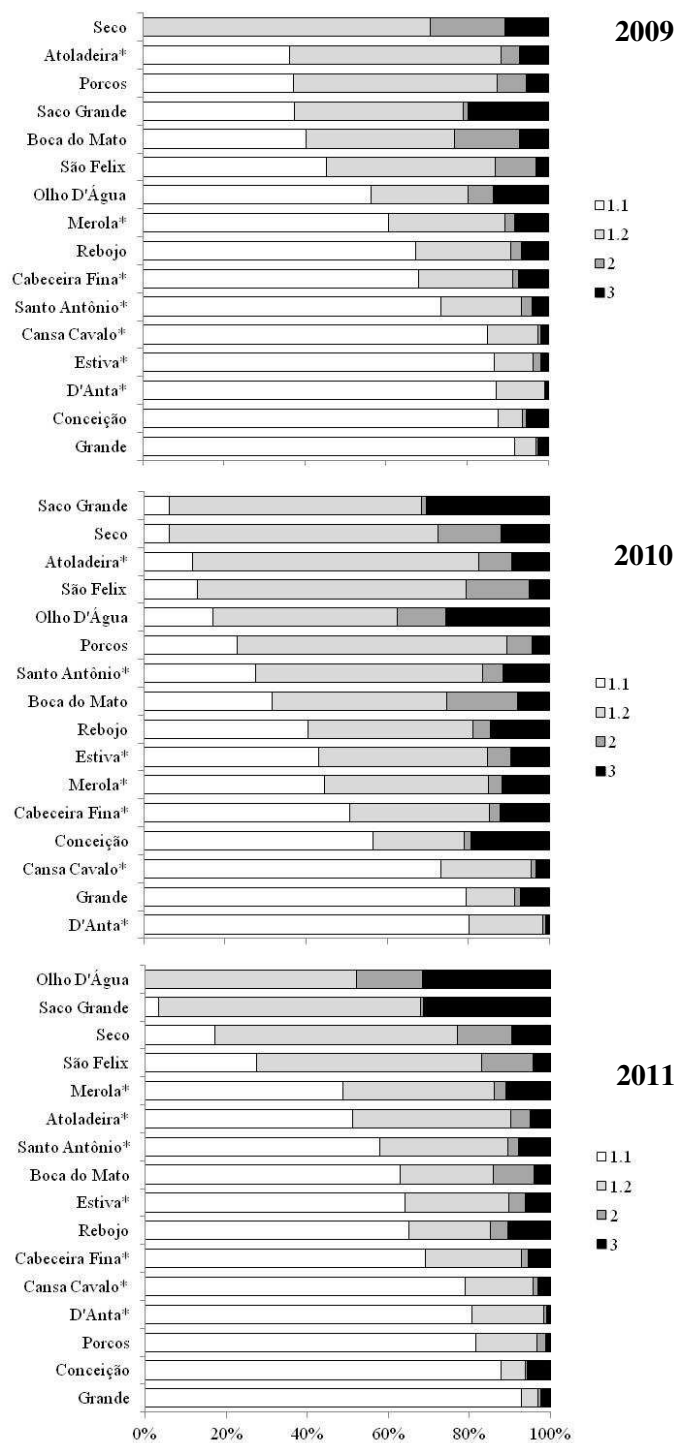


Figura 7. Porcentagem dos indivíduos nas classes 1.1, 1.2, 2 e 3 para 16 populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) em três regiões do Brasil Central em 2009, 2010 e 2011. (*) populações controle.

A razão sexual dos indivíduos reprodutivos variou significativamente de 0,38 (brejo Grande) a 3,33 machos/fêmeas (Atoladeira) entre populações ($\chi^2 = 90,8$; $p < 0,001$; $gl = 15$; Figura 8), mas não variou entre anos ($\chi^2 = 2,0$; $p > 0,05$; $gl = 30$).

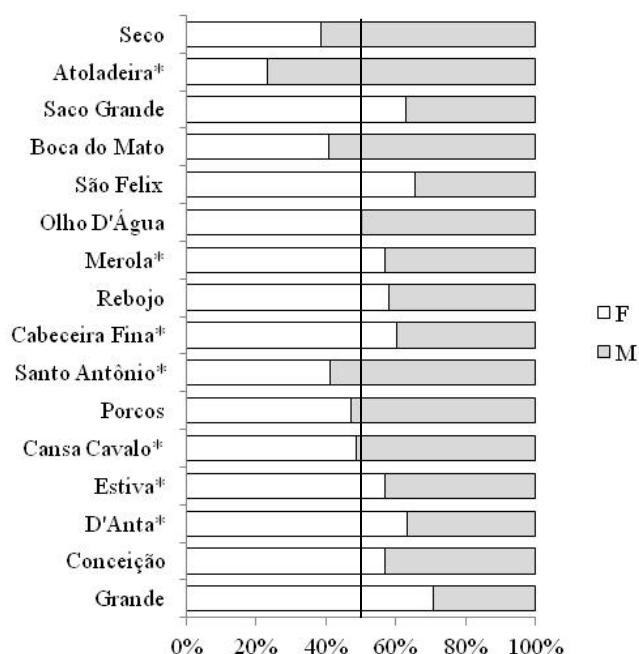


Figura 8. Média da razão sexual dos buritis reprodutivos (estádio 3) no período de 2009 a 2011, em 16 populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) de três regiões do Brasil Central. (*) populações controle. A linha vertical indica a razão sexual 1:1.

A porcentagem de indivíduos no estágio 1.1 em janeiro de 2011 não foi significativamente correlacionada à porcentagem de fêmeas em janeiro de 2010 ($r = 0,12$; $p = 0,65$; $n = 16$) e nem à densidade de cachos maduros nas populações em janeiro de 2010 ($r = 0,40$; $p = 0,13$; $n = 16$; Figuras 7 e 9).

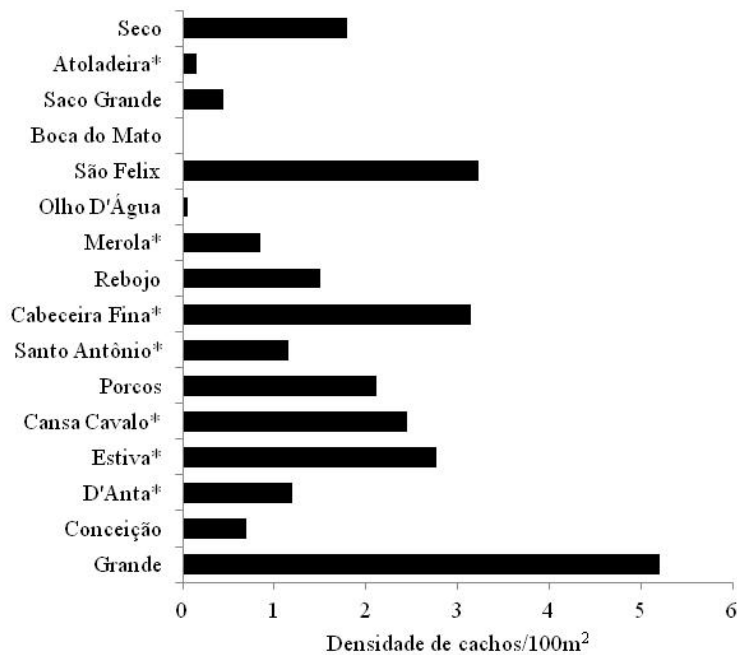


Figura 9. Densidade média de cachos maduros por 100 m² contados em janeiro de 2010 em 16 populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) de três regiões do Brasil Central. (*) populações controle.

Efeitos do extrativismo de frutos

Entre os oito brejos amostrados com menor proporção de indivíduos no estágio 1.1 e maior proporção de indivíduos nos estádios 2 e 3, seis eram alvo de extrativismo de frutos em 2009 e 2010 (Figura 7). Em 2011, os quatro brejos com menor proporção de indivíduos no estágio 1.1 foram sujeitos à intensa coleta de frutos (Figura 7). De forma geral, a densidade de indivíduos no estágio 1.1 foi significativamente menor em brejos sujeitos ao extrativismo do que nos brejos controle nos três períodos avaliados (2009: $\chi^2 = 86,94$; $p < 0,001$; 2010: $\chi^2 = 144,76$; $p < 0,001$; 2011: $\chi^2 = 38,69$; $p < 0,001$; Figura 10).

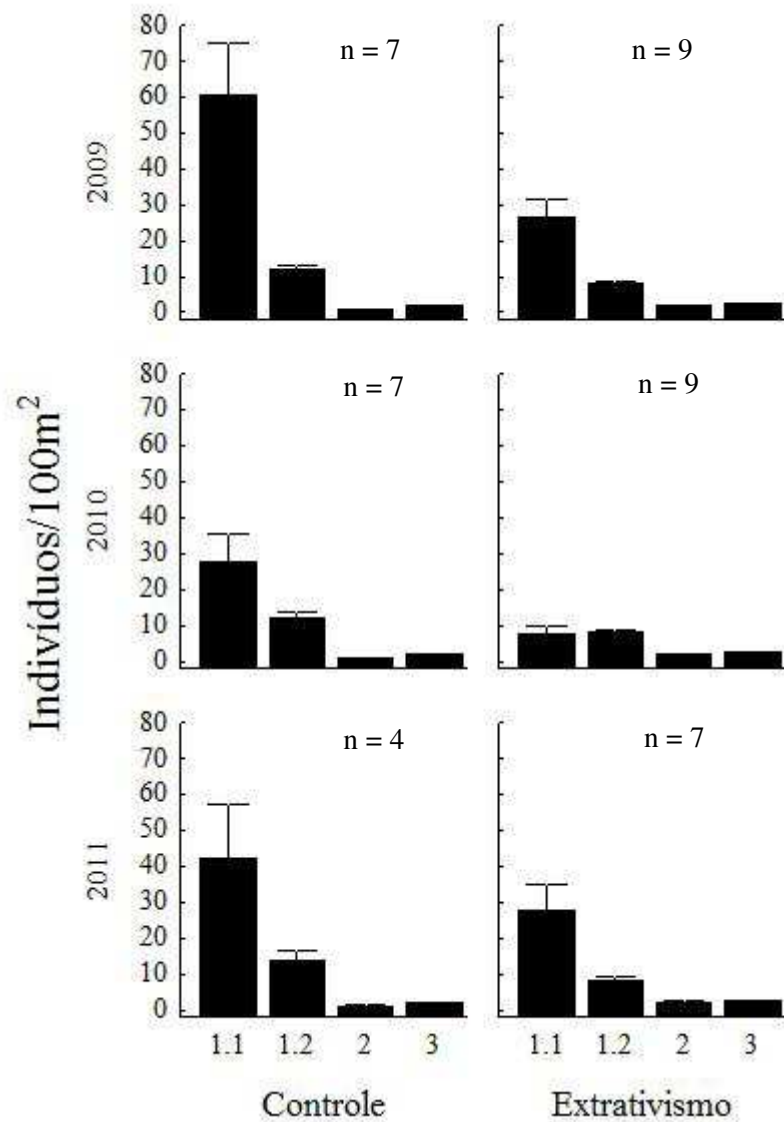


Figura 10. Densidade de indivíduos (média $\pm$ EP) dos estádios 1.1, 1.2, 2 e 3 em populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) em três regiões do Brasil Central em 2009, 2010 e 2011. As populações foram agrupadas em controle (não sujeito ao extrativismo) ou extrativismo (sujeito a alta intensidade de extrativismo). As populações que queimaram acidentalmente durante o estudo foram excluídas deste gráfico.

Os indivíduos do estágio 1.1 tiveram menor sobrevivência nos brejos sujeitos ao extrativismo de frutos do que nas áreas controle (Teste de Cox-Mantel; $U = 35,8$; $p < 0,001$), principalmente durante o primeiro semestre de vida (Figura 11).

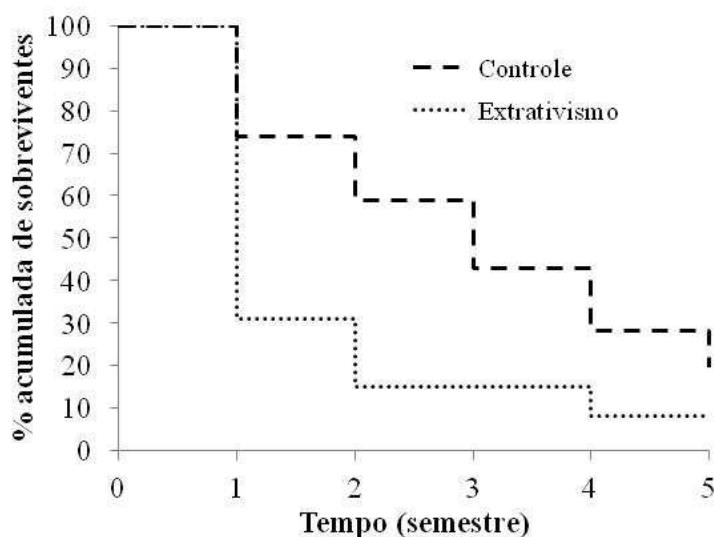


Figura 11. Análise de sobrevivência de indivíduos de buriti (*Mauritia flexuosa*) do estágio 1.1 recrutados durante o período de estudo (junho de 2008 a julho de 2011) em duas populações sujeitas ao extrativismo de frutos e três populações controle no Jalapão - TO. Os indivíduos foram avaliados semestralmente quanto à sobrevivência.

As taxas de crescimento populacionais foram similares entre brejos tanto no período de 2009-2010, quanto em 2010-2011 (Figura 12). Em 2009-2010, o brejo Porcos teve λ significativamente menor que os demais e o maior λ encontrado foi de 1,0023 para a população do brejo Anta. Em Porcos (entre 2009 e 2010), em Cabeceira Fina e em Cansa Cavalo (entre 2010 e 2011), a alta variabilidade no λ pode ter ocorrido devido à mortalidade de indivíduos do estágio 3, logo após as queimadas acidentais que ocorreram

nestes brejos (veja as matrizes de transição de cada brejo em cada período de amostragem no ANEXO 2). Em São Félix, a alta variabilidade no λ entre 2010 e 2011 pode ter ocorrido devido ao maior recrutamento de indivíduos do estágio 2 para 3 do que nas demais populações. Nos brejos Anta e Grande, houve alta taxa de fecundidade, que pode ter contribuído para a alta variabilidade no λ destes brejos.

Entre 2010 e 2011, o λ teve maior variabilidade entre populações (Figura 12), porém não houve diferença significativa entre λ s. O valor de λ mais baixo encontrado foi de 0,9755 para as populações dos brejos Cabeceira Fina e Cansa Cavalo, que sofreram queimada acidental na seca de 2010. Cabeceira Fina foi a única população que teve λ significativamente menor do que 1 no período entre 2010 e 2011. O maior λ deste período foi de 1,0211 para o brejo São Félix, que não diferiu de 1.

O λ dos brejos agregados por tratamento diferiu significativamente entre extrativismo e controle no período entre 2009 e 2010, mas não entre 2010 e 2011 (Figura 12).

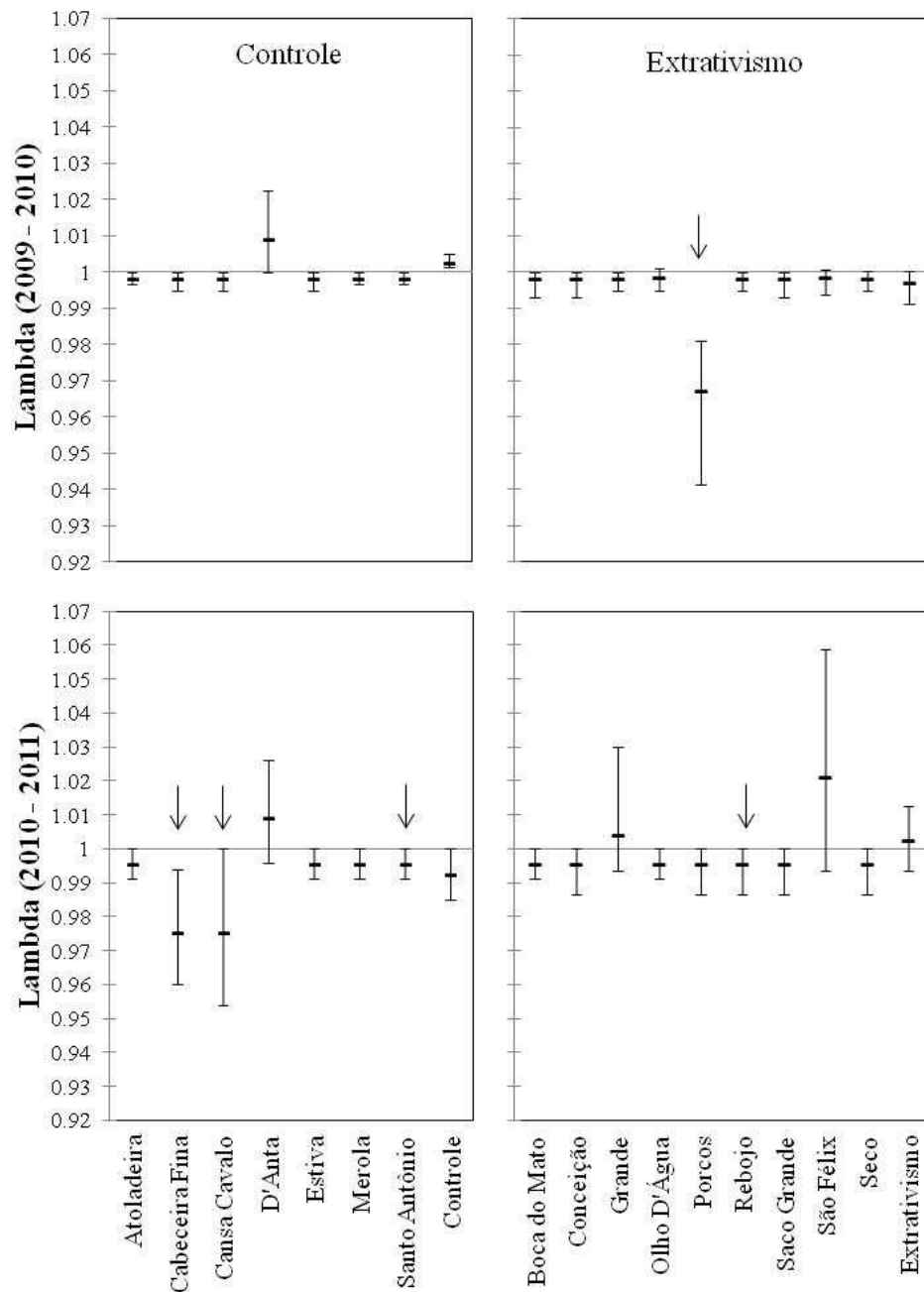


Figura 12. Taxa anual de crescimento populacional ($\pm$ intervalo de confiança) de nove populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) sujeitas ao extrativismo, de sete populações controle e das populações agregadas nos tratamentos controle e extrativismo, em três regiões do Brasil Central entre 2009 e 2011. As setas indicam as populações que sofreram queimadas.

A elasticidade de λ foi maior para a sobrevivência dos indivíduos no estágio 3 (s_4) do que para as outras taxas demográficas, tanto para os brejos controle, quanto para o extrativismo nos dois períodos de estudo (Figura 13). O λ teve baixa elasticidade à fecundidade.

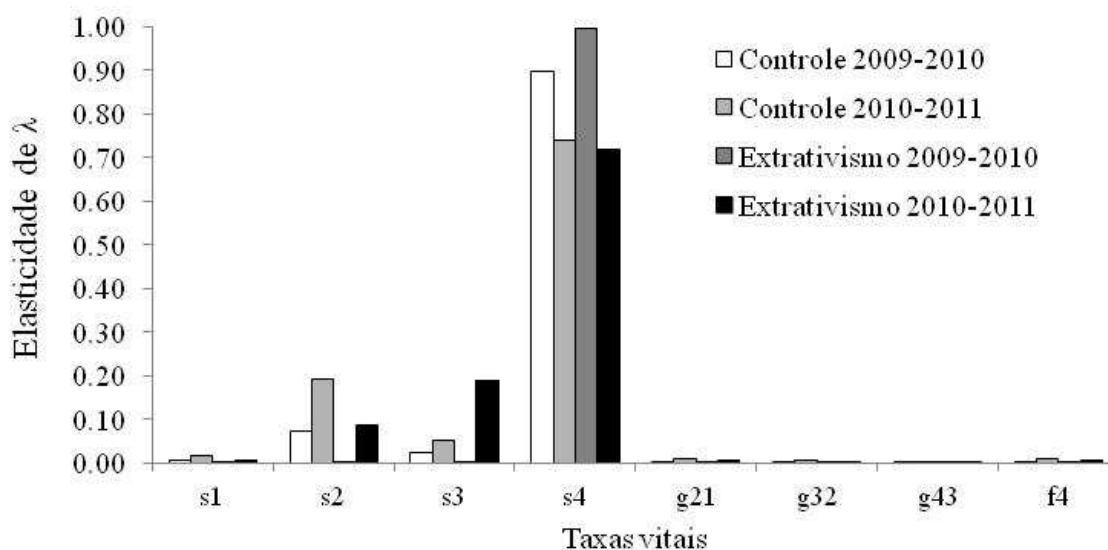


Figura 13. Elasticidade de λ a pequenas variações nas taxas vitais, sobrevivência (s), crescimento entre estádios (g), e fecundidade (f) para os estádios 1.1 (1), 1.2 (2), 2 (3) e 3 (4) das populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) controle e extrativismo em dois períodos 2009-2010 e 2010-2011. As populações que queimaram foram excluídas desta análise.

A fecundidade dos brejos sujeitos ao extrativismo (média = 0,20; EP = 0,06) foi 54% menor que nos brejos controle (média = 0,44; EP = 0,14) em 2009-2010. Em 2010-2011, a fecundidade foi 36% menor para o extrativismo (média = 1,75; EP = 0,81) do que para o controle (média = 2,73; EP = 1,40). O maior λ no controle do que no extrativismo no período entre 2009 e 2010 pode ter ocorrido devido a maior sobrevivência dos indivíduos

do estágio 1.1 e também devido à maior fecundidade nos brejos controle do que nos brejos sujeitos ao extrativismo. Em 2010-2011, as pequenas variações entre os λ s dos tratamentos, embora não significativas, ocorreram principalmente devido a maior fecundidade no controle do que no extrativismo (Figura 14).

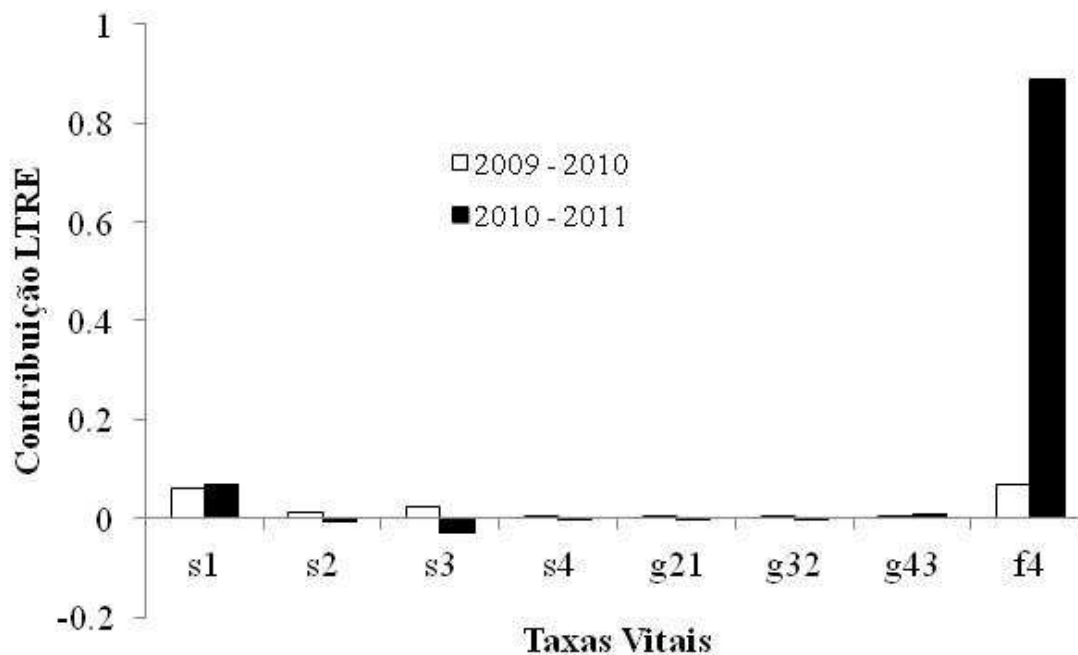


Figura 14. Contribuição LTRE das taxas vitais, sobrevivência (s), crescimento entre estádios (g), e fecundidade (f) para a diferença entre o λ das populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) controle e extrativismo em dois períodos 2009-2010 e 2010-2011. Os brejos que sofreram queimada acidental foram excluídos desta análise.

A taxa de crescimento populacional estocástica (r_s) foi significativamente menor do que zero nas simulações em que a fecundidade foi reduzida acima de 70% (Figura 15).

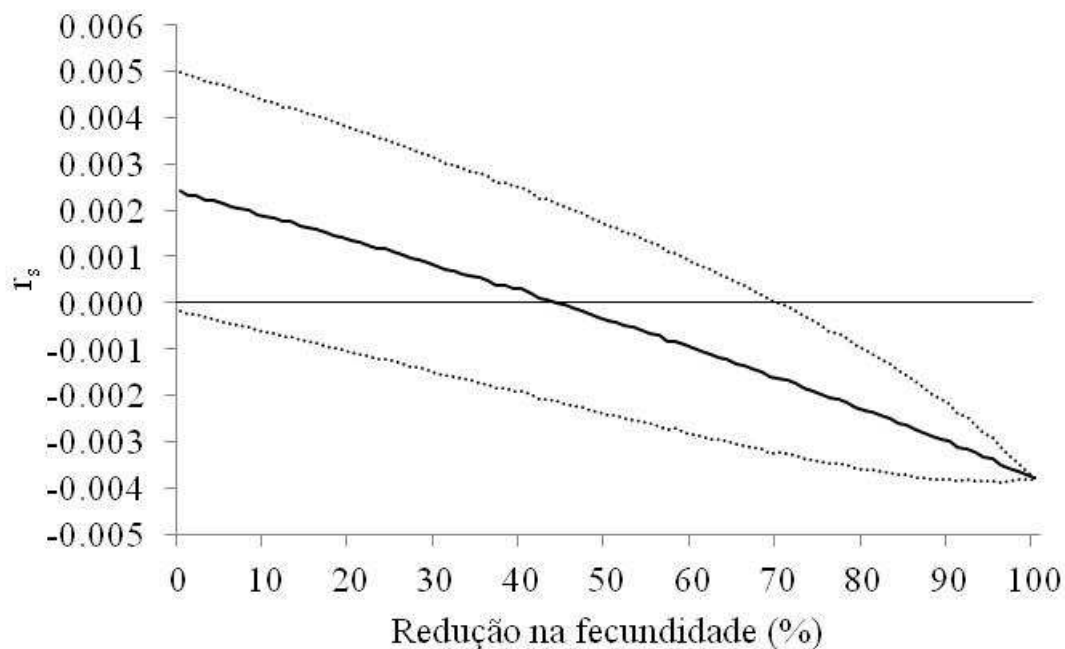


Figura 15. Taxa de crescimento populacional estocástica (linha contínua) para as populações controle de buriti (*Mauritia flexuosa*) amostradas no Brasil Central, em dois períodos 2009-2010 e 2010-2011, simulando diferentes intensidades de extrativismo de frutos em longo prazo. As linhas pontilhadas representam os intervalos de confiança a 95% de probabilidade para r_s .

No brejo Saco Grande, que sofreu alta intensidade de extrativismo, o proprietário afirmou que produz cerca de 1.000 kg de polpa por safra. Para produzir 1 kg de polpa são necessários 4,60 (EP=0,05) kg de frutos (M. B. Sampaio; dados não publicados). Portanto, foi necessário colher cerca de 4.600 kg de frutos, ou seja, entre 128 e 237 cachos. Assim, em 2010, foram colhidos de 41 a 75% dos 315 cachos produzidos no brejo, considerando que a área utilizada pelo proprietário para a colheita de frutos tem 7 ha e que foram produzidos em média 0,45 cachos por 100 m² neste brejo. O mesmo foi calculado para os

outros brejos que havia informações sobre a intensidade de coleta (Tabela 3). A coleta de cachos variou de 0,8 a 75% dos cachos produzidos nos brejos (Tabela 3).

Tabela 3. Quantidade de polpa de buriti produzida para comercialização, porcentagem dos cachos produzidos que foram colhidos, e produção máxima sustentável de polpa, considerando a redução de até 70% na fecundidade para a safra de 2010 em brejos sujeitos à colheita de frutos de buriti (*Mauritia flexuosa*) no Brasil Central, utilizando duas estimativas de produção de frutos por cacho (A) 19,4 kg (Barbosa *et al.* 2010) e (B) 36 kg (Torres *et al.* 2006).

Brejo	Polpa (kg)	Cachos colhidos (%)		Produção máxima (kg)	
		A	B	A	B
Boca do Mato	150	1,4	0,8	7.439	13.805
Conceição	400	57,7	31,1	486	901
Grande	200	2,5	1,3	5.619	10.426
Olho d'Água	600	68,7	37,0	611	1.134
Saco Grande	1.000	75,3	40,6	930	1.726

Efeito do fogo

A queimada no brejo Porcos (em setembro de 2008) causou a mortalidade de 8% dos indivíduos do estádio 3 (n = 37) e 7% dos indivíduos do estádio 2 (n = 58). Além disso, 64% dos indivíduos do estádio 1.2 (n = 203) tiveram a folha mais alta queimada e sofreram

redução na altura. Entretanto, após a queimada, a taxa de produção de folhas foi significativamente maior no brejo Porcos do que nas populações controle (Kolmogorov-Smirnov; $p < 0,001$). Nas amostragens de janeiro e junho de 2011, houve intenso recrutamento de indivíduos do estágio 1.1 no brejo Porcos. Entretanto, não houve diferença significativa entre os λ s da população de Porcos durante o período de estudo (Figura 16).

Nos quatro brejos que queimaram na seca de 2010 (Santo Antônio, Cabeceira Fina, Cansa Cavalo e Rebojo), a queimada causou a morte de 3% dos indivíduos do estágio 3 ($n = 162$) e 7% dos indivíduos do estágio 2 ($n = 54$). Houve duas diferentes respostas ao fogo entre as quatro populações que queimaram na seca de 2010. Cabeceira Fina (único brejo que teve λ significativamente menor que 1) e Cansa Cavalo sofreram maior impacto da queimada do que os brejos Rebojo e Santo Antônio (Figura 12). Porém, a taxa de crescimento populacional dos quatro brejos agregados que queimaram ($\lambda = 0,9691$; IC = 0,9444 - 1,0000) não diferiu significativamente do controle ($\lambda = 0,9924$; IC = 0,9849 - 1,0000), no período que houve a queimada.

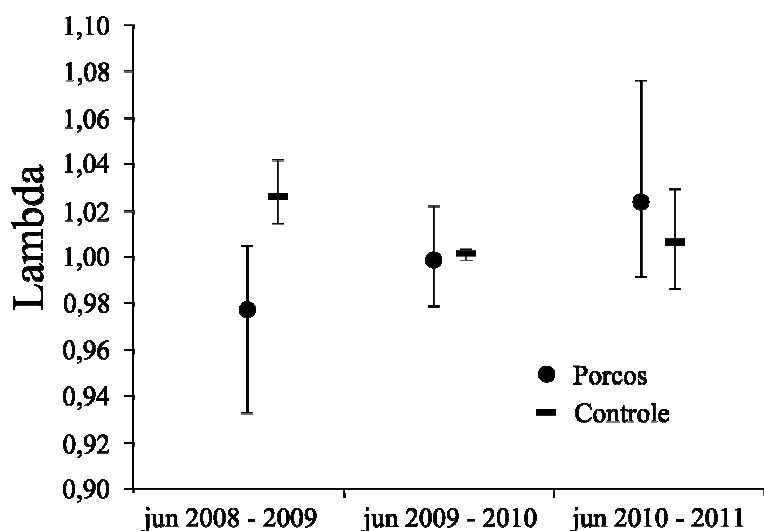


Figura 16. Taxas de crescimento de populações ($\pm$ intervalo de confiança a 95% de probabilidade) de buriti (*Mauritia flexuosa*) estimadas entre junho de 2008 e junho de 2011 para os brejos controle ($n = 3$) e para o brejo Porcos, que queimou acidentalmente em setembro de 2008. O brejo Cansa Cavalo queimou no final da seca de 2010 e foi excluído do controle no período entre junho de 2010 e junho de 2011.

Entre 2008 e 2009, a fecundidade foi menor para a população de Porcos do que para o controle, que pode ter contribuído para a diferença entre as taxas de crescimento das populações (Figura 17). Entre 2009 e 2010, houve maior sobrevivência de indivíduos no estágio 1 em Porcos do que no controle, o que pode ter amenizado os efeitos do fogo. Entre 2010 e 2011, houve intensa fecundidade no brejo Porcos, que contribuiu muito para amenizar os efeitos do fogo. Para as quatro populações que queimaram em 2010, a fecundidade, que foi menor nos brejos queimados do que no controle, foi a taxa

demográfica que teve maior contribuição LTRE (contribuição = 0,02) para a sutil diferença entre λ s (Figura 18).

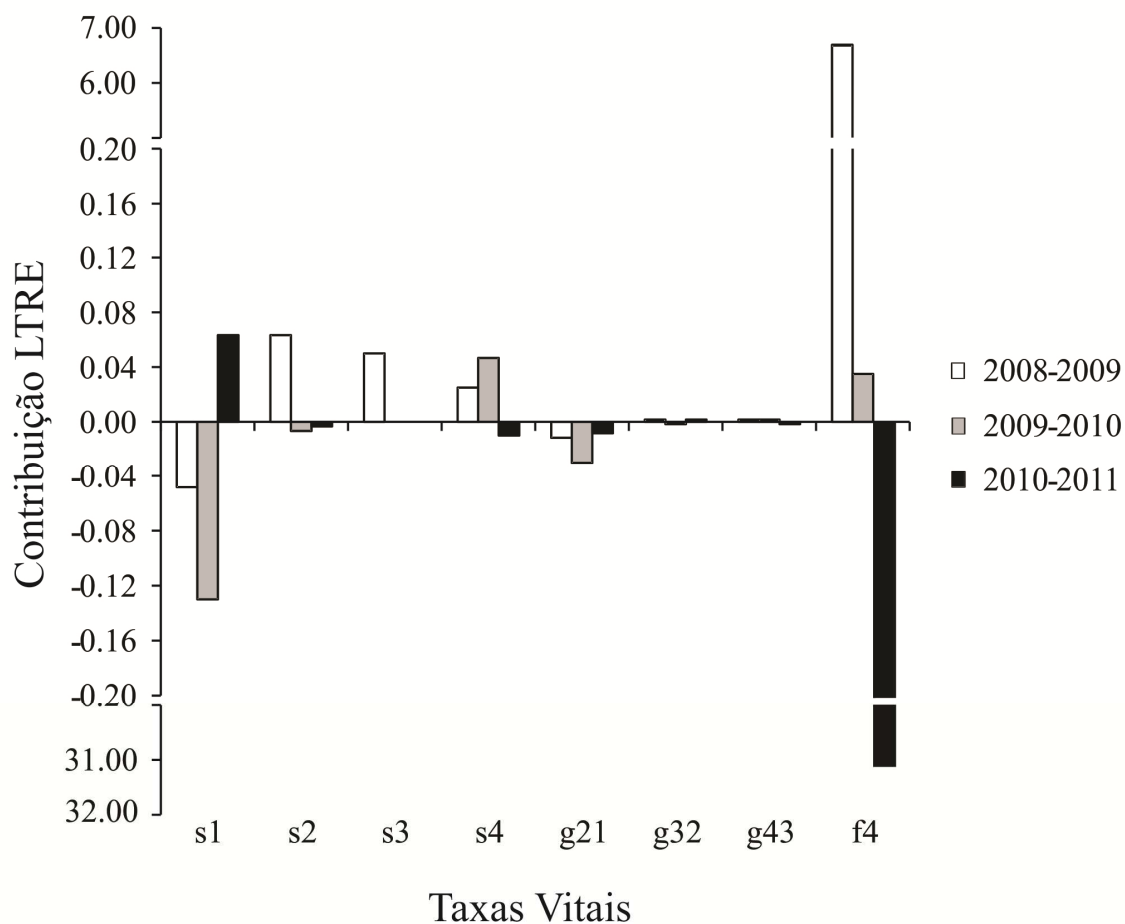


Figura 17. Contribuição LTRE das taxas vitais, sobrevivência (s), crescimento entre estádios (g), e fecundidade (f) para a diferença no crescimento populacional entre a população de buriti (*Mauritia flexuosa*) do brejo Porcos (que sofreu queimada acidental em setembro de 2008) e dos brejos controle (Atoladeira, Cansa Cavalo e Anta) do Jalapão. Note as quebras na escala do eixo y.

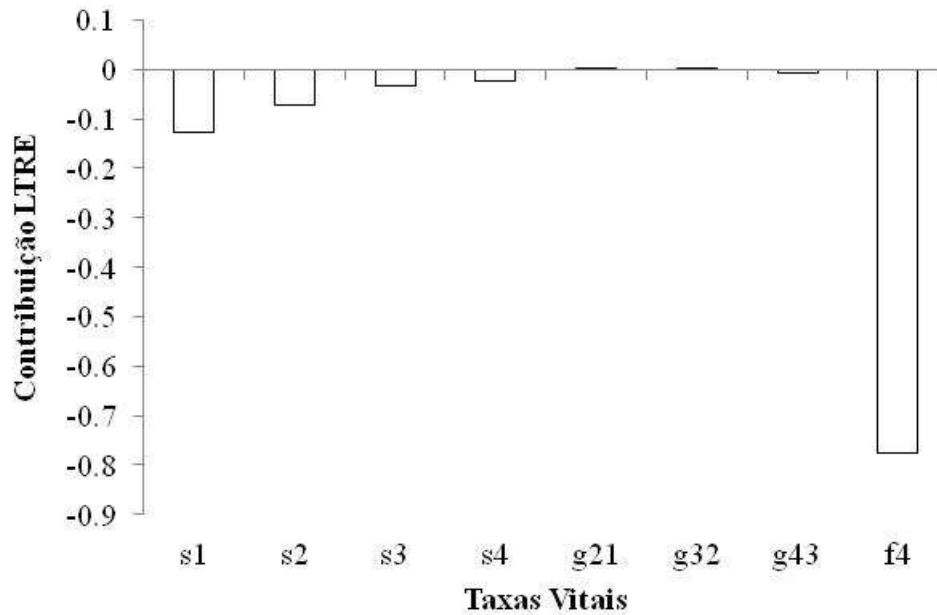


Figura 18. Contribuição LTRE das taxas vitais, sobrevivência (s), crescimento entre estádios (g), e fecundidade (f) para a diferença no crescimento populacional entre as populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) controle e as que queimaram na seca de 2010 (Rebojo, Santo Antônio, Cansa Cavalo e Cabeceira Fina) no período entre 2010 e 2011.

A resposta à simulação estocástica considerando diferentes probabilidades de ocorrência do fogo foi diferente entre populações (Figura 19). Em Porcos, Santo Antônio e Rebojo pode ocorrer estabilidade no tamanho populacional em longo prazo mesmo quando as queimadas ocorrem a cada 3 ou 4 anos. As populações de Cansa Cavalo e Cabeceira Fina foram as mais afetadas pelas queimadas. A população de Cabeceira Fina teve r_s significativamente menor do que zero para frequências de queimadas maiores do que uma vez a cada 10 anos (Figura 19). Porém, em todos os brejos avaliados poderá ocorrer redução significativa no tamanho da população caso a queimada ocorra a cada dois anos.

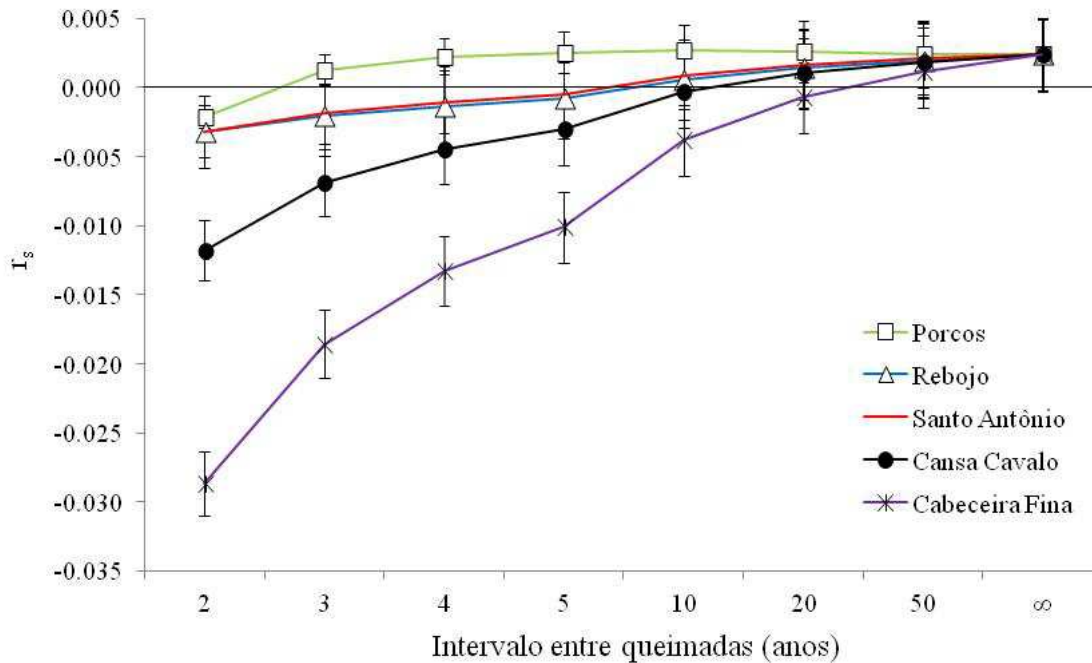


Figura 19. Taxa de crescimento populacional estocástica ($\pm$ intervalo de confiança a 95% de probabilidade) estimada a diferentes intervalos entre queimadas para cinco populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) sujeitas a queimadas durante o período de estudo.

Efeitos simultâneos do fogo e do extrativismo de frutos

O crescimento populacional não diferiu significativamente entre populações queimadas do tratamento controle e nas populações queimadas do tratamento extrativismo, na intensidade de coleta de frutos observada (Figura 20). Nestas duas simulações, o modelo prediz que haverá redução significativa no tamanho populacional em longo prazo, caso queimadas ocorram em intervalos menores do que 10 anos. Porém, na simulação de 70% de

redução na fecundidade, houve taxa de crescimento populacional negativa, independentemente da frequência de queimadas.

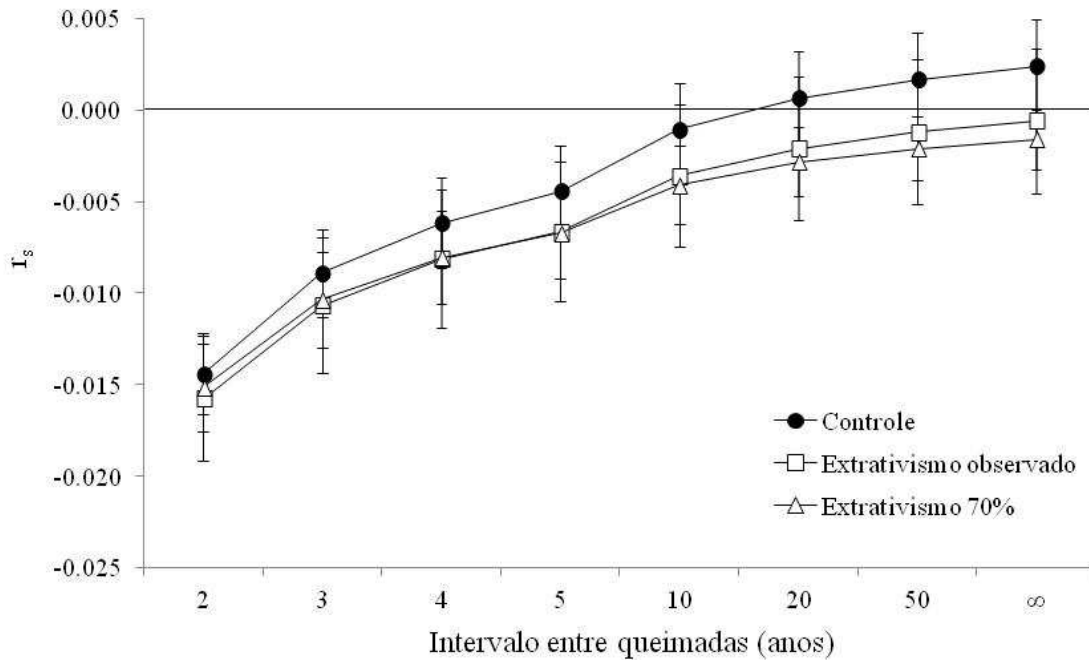


Figura 20. Taxa de crescimento populacional estocástica ($\pm$ intervalo de confiança a 95% de probabilidade) estimada em diferentes intervalos entre queimadas para a média das populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) sem extrativismo, para populações sujeitas à intensidade de extrativismo observada e para populações sujeitas a 70% de redução da fecundidade.

Discussão

Atividade reprodutiva plurianual e extrativismo de frutos

A estrutura das populações de buriti é muito heterogênea entre brejos, principalmente em relação à proporção de indivíduos no estágio 1.1. Parte desta variação ocorre devido às diferenças entre populações na razão sexual dos reprodutivos e na produtividade de cachos. Porém, as diferentes intensidades de extrativismo de frutos praticadas nos brejos contribuem muito para a heterogeneidade da estrutura das populações, de forma consistente entre anos. Populações sujeitas à intensa coleta tendem a apresentar menor densidade de indivíduos dos estádios iniciais do que as não coletadas, da mesma forma que para outras espécies sujeitas ao extrativismo de frutos (Runk 1998; Peres *et al.* 2003; Souza 2007; Avocèvou-Ayisso *et al.* 2009; Rist *et al.* 2010).

Para o buriti, há menor densidade de indivíduos do estágio 1.1 na maioria das áreas sujeitas ao extrativismo do que nas áreas controle. A exceção ocorre em alguns brejos, como em Atoladeira, que não é sujeito ao extrativismo, mas que possui baixa proporção de indivíduos no estágio 1.1. Isso pode ter ocorrido em função da baixa proporção relativa de fêmeas (Figura 8). Em Atoladeira ocorreu também uma forte enxurrada em janeiro de 2009, alguns dias antes da amostragem, que pode ter causado a mortalidade de indivíduos do estágio 1.1. Além disso, neste brejo há baixa produção de cachos com frutos (Figura 9). No brejo Grande, onde a intensidade de coleta de frutos é alta, há uma alta proporção de indivíduos no estágio 1.1 (Figura 7). Isso porque neste brejo a alta densidade de cachos maduros (Figura 9) pode compensar a intensa colheita de frutos pelos extrativistas.

Além da redução no recrutamento, há também menor sobrevivência dos indivíduos do estágio 1.1 nas populações sujeitas ao extrativismo do que no controle. A redução na sobrevivência dos indivíduos do estágio 1.1 pode ter sido causada pelo pisoteio das plantas durante as atividades de coleta e também, por atividades de limpeza do chão ao redor dos

reprodutivos, realizadas pelos extrativistas para facilitar a localização dos frutos durante a coleta e para a abertura de trilhas de coleta no interior do brejo.

Além de variar entre populações, a estrutura também varia temporalmente, influenciada principalmente pela produção de frutos. A frequência bienal observada para a safra de buriti concorda com a percepção dos extrativistas e também com os resultados de um estudo fenológico realizado no Cerrado (Abreu 2001). Os períodos de produção e amadurecimento dos frutos na população coincidem com os eventos de recrutamento de indivíduos do estágio 1.1, com atraso de alguns meses entre o amadurecimento e a germinação das sementes em campo, assim como o encontrado por Ponce *et al.* (1999).

Apesar de influenciar bastante a estrutura das populações, a variação temporal na atividade reprodutiva do buriti influencia a dinâmica populacional em longo prazo, entretanto, mesmo que os anos de baixo recrutamento ocorram frequentemente, o tamanho das populações tenderá a crescer, ainda que mais lentamente do que na frequência bienal de eventos de recrutamento. Porém, nos anos de alto recrutamento parece haver maior variabilidade nas taxas de crescimento das populações do que nos anos de baixo recrutamento (Figuras 4 e 12).

A menor densidade de recrutas em algumas populações não implica necessariamente em impactos negativos na dinâmica populacional (Virillo *et al.* 2011). Os sistemas de extrativismo de frutos de buriti podem ter pouca influência para a dinâmica das populações, mesmo nas áreas com longo histórico de intensa colheita, onde há baixa densidade de indivíduos do estágio 1.1.

Dois fatores contribuem para que o extrativismo de buriti tenha alto potencial de sustentabilidade ecológica. Primeiro, há alta produtividade de cachos de buriti nos brejos.

Em 2010 houve em média 167 cachos/ha ($EP = 36$). Segundo, um sistema de extrativismo de PNFM tem potencial de sustentabilidade quando as taxas vitais com alta elasticidade possuem baixa contribuição LTRE para a diferença no λ entre controle e extrativismo (Zuidema *et al.* 2007). Para o buriti, a elasticidade do λ é alta para a sobrevivência de reprodutivos e baixa para a fecundidade. Portanto, apesar das altas contribuições LTRE encontradas para a redução da fecundidade devido ao extrativismo de frutos, pode haver pouca diferença nas taxas de crescimento populacionais entre controle e extrativismo, assim como o esperado para espécies de vida longa (Ticktin 2004), como o buriti.

Apesar do alto potencial de sustentabilidade, se o extrativismo de frutos provocar uma redução maior que 70% na fecundidade, o tamanho das populações de buriti poderá diminuir em longo prazo. Algumas famílias de extrativistas conseguem produzir e comercializar até duas toneladas de polpa de buriti colhidos de um brejo (Capítulo 3), o que nas populações pequenas e menos produtivas, como em Saco Grande, seria suficiente para reduzir a fecundidade em mais do que 70% (Tabela 3). Em outros brejos, para que houvesse a redução de 70% ou mais na fecundidade, a intensidade de extrativismo de frutos teria que ser muito maior do que a atual capacidade de processamento e comercialização da polpa pelos produtores. Os extrativistas dos brejos Boca do Mato e Grande dificilmente conseguirão produzir e comercializar entre 9 e 13 toneladas de polpa para que haja redução de 70% na fecundidade destas populações de buriti (Tabela 3). Mesmo nos brejos que se localizam próximos às comunidades rurais e que são utilizados simultaneamente por várias famílias, como em Seco, Porcos, São Félix e Rebojo, o extrativismo parece não estar afetando negativamente a taxa de crescimento das populações.

A limitação da produtividade dos extrativistas geralmente não é a disponibilidade de frutos, mas sim a dificuldade de acesso ao mercado (Capítulo 3), pouca organização entre produtores, falta de infraestrutura para a produção, baixa tecnologia de processamento, baixa capacidade de armazenamento da produção, alta competição por mercados no auge da safra e a falta de capital de giro (M. B. Sampaio; observação pessoal).

Ainda que não haja limitação ao processamento da polpa dos frutos, as populações de buriti podem tolerar maior intensidade de extrativismo, caso as sementes sejam levadas de volta para os brejos onde foram colhidas, após a retirada da polpa. Esta ação de manejo pode ser bem sucedida por quatro fatores, (i) o processamento dos frutos não danifica as sementes; (ii) a taxa de germinação das sementes de buriti em campo é acima de 77% (Ponce *et al.* 1999); (iii) muitas vezes são encontrados amontoados de sementes de buriti germinando nos quintais das casas dos extrativistas em locais inadequados ao crescimento e estabelecimento das mudas (Sampaio 2011); e (iv) geralmente as áreas de colheita ficam próximas às casas dos extrativistas (Sampaio *et al.* 2008) e portanto, não seria dispendioso aos extrativistas carregar as sementes até o brejo. Porém nenhum dos extrativistas visitados durante o estudo adotava esta prática de manejo.

Apesar do baixo impacto nas populações de buriti, o extrativismo de frutos não deve afetar negativamente os processos ecossistêmicos para que esta atividade seja sustentável (Ticktin 2004; Ticktin & Shackleton 2011). Podem ocorrer variações na composição de espécies de aves e redução na abundância de aves e de mamíferos frugívoros em áreas sujeitas ao extrativismo de frutos de palmeiras (Moegenburg & Levey, 2003). Portanto, o próximo passo é avaliar os impactos da colheita de frutos para a assembleia de frugívoros que dependem dos frutos de buriti. Bodmer (1991), Fernandes (2002), Ponce Calderón

(2002), Villalobos (1994) e Zona & Henderson (2005), encontraram diversas espécies de animais que se alimentam dos frutos do buriti, incluindo aves, roedores, mamíferos de médio porte e répteis, incluindo espécies ameaçadas de extinção, que podem ser afetadas negativamente pela coleta de frutos, como anta - *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758), veado-mateiro - *Mazama americana* (Erxleben, 1777), veado-catingueiro - *M. gouazoubira* (Fisher, 1814), cateto - *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758), queixada - *Tayassu pecari* (Link, 1795), lobo-guará - *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815), jabutis - *Geochelone carbonaria* (Spix, 1824) e *G. denticulata* (Linnaeus, 1766) e arara-azul - *Anodorhynchus hyacinthinus* (Latham, 1790). Além dessas espécies, o psitacídeo *Orthopsittaca manilata* (Boddaert, 1783) alimenta-se somente dos frutos maduros de buriti ainda no cacho (Silva 2009).

A coleta dos frutos do chão pode ter maior potencial de sustentabilidade do que o corte dos cachos com frutos maduros, pois os animais que usam as sementes antes da dispersão (como as aves e os macacos) não são afetados, enquanto que os animais que comem os frutos no chão podem utilizar parte dos frutos caídos antes de serem colhidos pelos extrativistas. A manutenção de populações viáveis destes frugívoros é importante para a dinâmica, estrutura espacial e variabilidade genética das populações de buriti, pois vários deles atuam como dispersores das sementes (Bodmer 1991; Villalobos 1994; Fernandes 2002; Ponce Calderón 2002).

Efeitos das queimadas

Os efeitos causados pelo extrativismo de frutos na dinâmica das populações de buriti podem ser muito menores do que o efeito das queimadas. O grau de perturbação causado pelo fogo varia principalmente em função da frequência de ocorrência e da intensidade da queimada (Duchesne & Wetzel 2004; Sinha & Brault 2005). A intensidade do fogo é diretamente relacionada à altura que a chama alcança (Alexander 1982). Assim, quando o fogo no interior dos brejos é intenso, as labaredas podem alcançar as folhas secas que permanecem durante muito tempo penduradas no estipe dos buritis dos estádios 2 e 3. Conforme estas folhas queimam, o fogo sobe nos buritis e queima as estruturas reprodutivas, as folhas verdes e o meristema apical, causando a morte do indivíduo. Em outros casos, o fogo pode ser mais brando, com chamas rente ao solo, que tende a causar menor mortalidade dos indivíduos reprodutivos (M. B. Sampaio; observação pessoal). Portanto, as queimadas intensas podem causar maior influência no λ das populações de buriti do que as brandas.

As populações de buriti queimadas podem permanecer por três anos tendo sua dinâmica influenciada pelo fogo, como o que ocorreu para a população do brejo Porcos. As variações na fecundidade, que provavelmente ocorrem devido às queimadas, podem ser os principais fatores que influenciam o crescimento populacional após o fogo, enquanto que a mortalidade de reprodutivos pode ter pouca contribuição. Em geral, o fogo pode causar pouca mortalidade de buritis sem estipe aéreo, pois o meristema apical destes geralmente está protegido do fogo debaixo da água do brejo. Porém, a queimada pode reduzir o tamanho destes indivíduos, atrasando o seu crescimento. A baixa mortalidade de indivíduos dos estádios mais jovens, devido ao meristema subterrâneo e o aumento na taxa de produção de folhas após a queimada, são fatores que contribuem para a resistência das

populações de buriti ao fogo. As mesmas estratégias ocorrem nas palmeiras *Attalea humilis* Mart. (Souza & Martins 2004), *Sabal palmetto* (Walter) Lodd. ex Schult. & Schult. f. (McPherson & Williams 1998), *Serenoa repens* e *Sabal etonia* (Abrahamson 1999). As duas últimas espécies ainda apresentam aumento da floração após a queimada (Abrahamson 1999), o que ameniza os efeitos do fogo nas populações.

A resistência do buriti ao fogo tem sido considerada como um fator importante para a dominância desta espécie nos brejos da América do Sul. Esta dominância iniciou-se há 2.000 anos, quando as queimadas passaram a ser mais frequentes no Holoceno (Montoya *et al.* 2011). Apesar da resistência do buriti ao fogo, o tamanho das populações pode reduzir em longo prazo caso ocorram queimadas em alta intensidade e em intervalos menores do que 10 anos. Este intervalo entre queimadas é semelhante ao tolerado (7 a 9 anos) por populações de *Phyllanthus emblica* L. (Phyllanthaceae; Sinha & Brault 2005). Mesmo as queimadas de baixa intensidade podem causar a redução no tamanho das populações de buriti se ocorrerem a cada dois ou três anos. Nas três regiões de estudo, as comunidades locais utilizam o fogo principalmente para renovar as pastagens que ficam ao redor dos brejos (Capítulo 3) e muitas vezes, a queimada não é controlada adequadamente e acaba atingindo os brejos. Na região do Jalapão, queimadas em larga escala tendem a ser mais frequentes do que nas outras duas áreas, pois além de ser usado para renovar as pastagens, o fogo é utilizado para estimular a floração do capim-dourado. Além disso, no Jalapão há baixa densidade populacional e grandes áreas contínuas de cerrado conservado, o que contribui para a propagação das queimadas. Por isso, nesta região, é comum o fogo entrar nos brejos a cada dois anos (Schmidt *et al.* 2007; Schmidt 2011). Caso as queimadas ocorram na frequência bienal em longo prazo, as populações de buriti poderão sofrer rápida

redução no seu tamanho. O modelo utilizado nesta análise não considerou o efeito acumulado de queimadas sucessivas. Portanto, o impacto das queimadas pode não ter sido adequadamente avaliado, principalmente nas frequências mais altas de fogo. A capacitação de pessoas das comunidades rurais e o fornecimento de equipamentos adequados ao combate a incêndios podem ajudar a reduzir a frequência de queimadas nos brejos e melhorar o controle do uso do fogo para a renovação das pastagens.

Conclusões

A sustentabilidade dos sistemas de extrativismo deve ser avaliada levando-se em conta outros fatores que possam causar perturbações às populações sujeitas à coleta de PFNM (Ratsirarson *et al.* 1996; Sinha & Brault 2005; Schmidt *et al.* 2007). Para as populações de buriti, o fogo tem potencial de causar mais impactos negativos do que o extrativismo de frutos. Isto porque as queimadas podem aumentar a mortalidade de buritis reprodutivos e reduzir o tamanho dos indivíduos com estipe subterrâneo. As populações de buriti podem não ser viáveis se ocorrerem queimadas a cada dois anos, que é a frequência comumente empregada pelas comunidades rurais no Brasil Central. Portanto, esta fonte de perturbação antrópica precisa ser considerada na análise da sustentabilidade de um sistema de extrativismo de frutos, sujeito ao fogo, para melhorar a precisão das estimativas.

A intensidade de coleta de frutos de buriti atualmente praticada no Brasil Central pode ser sustentável, desde que o fogo ocorra em intervalos de mais do que 10 anos. Já o

histórico das atividades de coleta de frutos de buriti pode ter pouca influência na sustentabilidade da atividade, ao contrário do encontrado em outros sistemas de extrativismo de PFNMs (Nantel *et al.* 1996; Ticktin *et al.* 2002; Gaoue *et al.* 2011). O potencial de sustentabilidade da coleta de frutos de buriti será ainda maior caso a simples ação de retornar as sementes para o brejo após a remoção da polpa dos frutos seja adotada pelos extrativistas. Assim, a coleta de frutos de buriti poderá continuar a ser uma importante fonte de renda para inúmeras famílias de comunidades rurais, ao mesmo tempo em que promove a conservação dos brejos no Brasil Central.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, S. A. B. 2001. Biologia reprodutiva de *Mauritia flexuosa* L.f. (Arecaceae) em vereda no município de Uberlândia - MG. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia - UFU, Uberlândia - MG.
- Abrahamson, W. G. 1999. Episodic reproduction in two fire-prone palms, *Serenoa repens* and *Sabal etonia* (Palmae). *Ecology* 80(1):100-115.
- Alexander, M. E. 1982. Calculating and interpreting forest fire intensities. *Canadian Journal of Botany* 60:349-357.
- Arnold, J. E. M. & Pérez, M. R. 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics* 39:437-447.
- Avocèvou-Ayisso, C.; Sinsin, B.; Adégbidi, A; Dossou, G. & Van Damme, P. 2009. Sustainable use of non-timber forest products: impact of fruit harvesting on

- Pentadesma butyracea* regeneration and financial analysis of its products trade in Benin. *Forest Ecology and Management* 257:1930-1938.
- Babulo, B.; Muys, B.; Nega, F.; Tollens, E.; Nyssen, J.; Deckers, J. & Mathijs, E. 2009. The economic contribution of forest resource use to rural livelihoods in Tigray, Northern Ethiopia. *Forest Policy and Economics* 11(2):109-117.
- Barbosa, R. I.; Lima, A. D. & Junior, M. M. 2010. Biometria de frutos do buriti (*Mauritia flexuosa* L.f. - Arecaceae): produção de polpa e óleo em uma área de savana em Roraima. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento* 5(10):71-85.
- Barrow, P.; Duff, G.; Liddle, D. & Russell-Smith, J. 1993. Threats to monsoon rainforest habitat in northern Australia: the case of *Ptychosperma bleeseri* Burret (Arecaceae). *Australian Journal of Ecology* 18:463-471.
- Bernal, R. 1998. Demography of the vegetable ivory palm *Phytelephas seemannii* in Colombia, and the impact of seed harvesting. *Journal of Applied Ecology* 35(1): 64-74.
- Bhattacharya, P. & Hayat, S. F. 2004. Sustainable NTFP management for rural development: a case from Madhya Pradesh, India. *International Forestry Review* 6(2):161-168.
- Bodmer, R. E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23(3):255-261.
- Byron, N. & Arnold, M. 1997. What futures for the people of the tropical forests? Working Paper, num. 19, CIFOR, Bongor, Indonesia.

- Carrazza, L. & Figueiredo, I. 2010. Cerrado que te quero vivo! - Produtos e meios de vida sustentáveis apoiados pelo Programa de Pequenos Projetos Ecossociais (PPP-ECOS). Instituto Sociedade População e Natureza, Brasília - DF.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis and interpretation. Sunderland, MA, Sinauer Associates, Inc. 722p.
- Duchesne, L. C. & Wetzel, S. 2004. Effect of fire intensity and depth of burn on Lowbush Blueberry, *Vaccinium angustifolium*, and Velvet Leaf Blueberry, *Vaccinium myrtilloides*, production in Eastern Ontario. The Canadian Field-Naturalist 118:195-200.
- Endress, B. A.; Gorchov, D. L. & Berry, E. J. 2006. Sustainability of a non-timber forest product: effects of alternative leaf harvest practices over six years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. Forest Ecology and Management 234: 181-191.
- Fedele, G.; Urech, Z. L.; Rehnus, M. & Sorg, J. P. 2011. Impact of women's harvest practices on *Pandanus guillaumetii* in Madagascar's Lowland Rainforests. Economic Botany 65(2):158-168.
- Fernandes, N. M. P. 2002. Estratégias de produção de sementes e estabelecimento de plântulas de *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae) no Vale do Acre/Brasil. Tese de doutorado. UA/INPA, Manaus - AM.
- Fernandes, M. R. 2011. "A tree with much authority": the place of the buriti palm (*Mauritia flexuosa* L.f.) in the sertaneja culture of Terra Ronca, Goiás state, Central Brazil. Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability 5:80-91.

- Ganeshaiah, K. N.; Shaanker, R. U.; Murali, K. S.; Shankar, U. & Bawa, K. S. 1998. Extraction of non-timber forest products in the forest of Bilingiri Rangan Hills, India. *Economic Botany* 52:316-319.
5. Influence of dispersal mode on species response to anthropogenic pressures. *Economic Botany* 52:316-319.
- Gaoue, O. G.; Horvitz, C. C. & Ticktin, T. 2011. Non-timber forest product harvest in variable environments: modeling the effect of harvesting as a stochastic sequence. *Ecological Applications* 21(5):1604-1616.
- Gaoue, O. G. & Ticktin, T. 2010. Effects of harvest of nontimber forest products and ecological differences between sites on the demography of African Mahogany. *Conservation Biology* 24(2):605-614.
- Gragson, T. L. 1992. The use of palms by the Pume indians of Southwestern Venezuela. *Principes* 36(3):133-142.
- Henderson, A.; Galeano, G. & Bernal, R. 1995. Field guide to the palms of the Americas. New Jersey, Princeton University Press. 351p.
- Hoffmann, W. A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a Neotropical Savanna: matrix model projections. *Ecology* 80(4):1354-1369.
- Holm, J. A.; Miller, C. J. & Cropper, W. P. 2008. Population dynamics of the dioecious Amazonian palm *Mauritia flexuosa*: simulation analysis of sustainable harvesting. *Biotropica* 40:550-558.
- Horn, C. M.; Gilmore, M. P. & Endress, B. A. (2012). Ecological and socio-economic factors influencing aguaje (*Mauritia flexuosa*) resource management in two indigenous communities in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management* 267:93-103.

- Ivanauskas, N. M.; Rodrigues, R. R. & Nave, A. G. 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Botânica* 20(2):139-153.
- Kainer, K. A.; Wadt, L. H. O. & Staudhammer, C. L. 2007. Explaining variation in Brazil nut fruit production. *Forest Ecology and Management* 250:244-255.
- Liddle, D. T.; Brook, B. W.; Matthews, J.; Taylor, S. M. & Caley, P. 2006. Threat and response: a decade of decline in a regionally endangered rainforest palm affected by fire and introduced animals. *Biological Conservation* 132:326-375.
- Lima, V. V. F. 2011. Estrutura e dinâmica de populações de coquinho-azedo (*Butia capitata* (Mart.) Beccari; Arecaceae) em áreas de extrativismo no norte de Minas Gerais, Brasil. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Florestal, UnB, Brasília - DF.
- Lopez-Toledo, L.; Horn, C. & Endress, B. A. 2011. Distribution and population patterns of the threatened palm *Brahea aculeata* in a tropical dry forest in Sonora, Mexico. *Forest Ecology and Management* 261(11):1901-1910.
- Macía, M. J. 2004. Multiplicity in palm uses by the Huaorani of Amazonian Ecuador. *Botanical Journal of the Linnean Society* 144:149-159.
- Manzi, M. & Coomes, O. T. 2009. Managing Amazonian palms for community use: a case of aguaje palm (*Mauritia flexuosa*) in Peru. *Forest Ecology and Management* 257:510-517.
- McPherson, K. & Williams, K. 1998. The role of carbohydrate reserves in the growth, resilience, and persistence of cabbage palm seedlings (*Sabal palmetto*). *Oecologia* 117:460-468.

- Moegenburg, S. M. & Levey, D. J. 2003. Do frugivores respond to fruit harvest? An experimental study of short-term responses. *Ecology* 84(10):2600-2612.
- Montoya, E.; Rull, V.; Stansell, N. D.; Abbott, C. M. B.; Nogué, S.; Bird, B. W. & Díaz, W. A. 2011. Forest-savanna-morichal dynamics in relation to fire and human occupation in the southern Gran Sabana (SE Venezuela) during the last millennia. *Quaternary Research* 76:335-344.
- Morris, W. F. & Doak, D. F. 2002. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- Murali, K. S.; Shankar, U.; Shaanker, R.; Ganeshaiah, K. N. & Bawa, K. S. 1996. Extraction of non-timber forest products in the forests of Biligiri Rangan Hills, India. 2. Impact of NTFP extraction on regeneration, population structure, and species composition. *Economic Botany* 50:252-269.
- Nakazono, E. M.; Bruna, E. M. & Mesquita, R. C. G. 2004. Experimental harvesting of the non-timber forest product *Ischnosiphon polyphyllus* in central Amazonia. *Forest Ecology and Management* 190:219-225.
- Nantel, P.; Gagnon, D. & Nault, A. 1996. Population viability analysis of American Ginseng and Wild Leek harvested in stochastic environments. *Conservation Biology* 10(2):608-621.
- Nascimento, A. R. T.; Santos, A. A.; Martins, R. C.; & Dias, T. A. B. 2009. Palm communities in the Kraho indigenous territory, Tocantins, Brazil: biodiversity and ethnobotanical features. *Interciencia* 34:182-188.

- Nepstad, D. C. & Schwartzman, S. 1992. Non-timber products from tropical forests: evaluation of a conservation and development strategy. New York Botanical Garden, New York.
- Newton, A. C. 2008. Conservation of tree species through sustainable use: how can it be achieved in practice? *Oryx* 42(2):195-205.
- Peres, C. A.; Baider, C; Zuidema, P. A.; Wadt, L. H. O.; Kainer, K. A.; Gomes-Silva, D. A. P.; Salomão, R. P.; Simões, L. L.; Franciosi, E. R. N.; Valverde, F. C.; Gribel, R.; Shepard Jr., G. H.; Kanashiro, M.; Coventry, P.; Yu, D. W.; Watkinson, A. R. & Freckleton, R. P. 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* 302:2112-2114.
- Ponce, M. E.; Brandin, J.; Ponce, M. A. & Gonzales, V. 1999. Germinacion y establecimiento de plantulas de *Mauritia fluxuosa* L.f. (Arecaceae) en los Llanos Sur-Orientales del estado Guarico, Venezuela. *Acta Botanica Venezuelica* 22(1):167-183.
- Ponce Calderón, M. E. 2002. Patrones de caída de frutos en *Mauritia flexuosa* L.f. y fauna involucrada en los procesos de remoción de semillas. *Acta Botanica Venezuelica* 25(2):119-142.
- Portela, R. C. Q.; Bruna, E. M. & Santos, F. A. M. 2010. Demography of palm species in Brazil's Atlantic forest: a comparison of harvested and unharvested species using matrix models. *Biodiversity and Conservation* 19:2389-2403.
- Ratsirarson, J.; Silander, J. A. & Richard, A. F. 1996. Conservation and management of a threatened Madagascar palm species, *Neodypsis decaryi*, Jumelle. *Conservation Biology* 10(1):40-52.

- Rist, L.; Kaiser-Bunbury, C. N.; Fleischer-Dogley, F.; Edwards, P.; Bunbury, N. & Ghazoul, J. 2010. Sustainable harvesting of coco de mer, *Lodoicea maldivica*, in the Vallée de Mai, Seychelles. *Forest Ecology and Management* 260:2224-2231.
- Rist, L.; Uma Shaanker, R.; Milner-Gulland, E. J. & Ghazoul, J. 2008. Managing mistletoes: the value of local practices for a non-timber forest resource. *Forest Ecology and Management* 255:1684-1691.
- Rocha, E. 2004. Potencial ecológico para o manejo de frutos de açazeiro (*Euterpe precatoria* Mart.) em áreas extrativistas no Acre, Brasil. *Acta Amazônica* 34(2): 237-255.
- Runk, J. V. 1998. Productivity and sustainability of a vegetable ivory palm (*Phytelephas aequatorialis*, Arecaceae) under three management regimes in Northwestern Ecuador. *Economic Botany* 52(2):168-182.
- Sampaio, M. B. 2011. Boas práticas de manejo para o extrativismo sustentável do buriti. Instituto Sociedade População e Natureza, Brasília - DF, 80 p.
- Sampaio, M. B.; Schmidt, I. B. & Figueiredo, I. B. 2008. Harvesting effects and population ecology of the buriti palm (*Mauritia flexuosa* L. f., Arecaceae) in the Jalapão region, Central Brazil. *Economic Botany* 62:171-181.
- Saraiva, N. A. 2009. Manejo sustentável e potencial econômico da extração do buriti nos Lençóis Maranhenses, Brasil. Dissertação de Mestrado, CDS-UnB, Brasília - DF.
- Schmidt, I. B. 2011. Effects of local ecological knowledge, harvesting and fire on golden-grass (*Syngonanthus nitens*, Eriocaulaceae), a non-timber forest product (NTFP) species from the Brazilian savanna. PhD Thesis, Botany department, University of Hawai'i at Manoa, Honolulu.

- Schmidt, I. B.; Figueiredo, I. B. & Scariot, A. 2007. Ethnobotany and effects of harvesting on the population ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão region, Central Brazil. *Economic Botany* 61(1):73-85.
- Schmidt, I. B.; Mandle, L.; Ticktin, T. & Gaoue, O. G. 2011. What do matrix population models reveal about the sustainability of non-timber forest product harvest? *Journal of Applied Ecology* 48:815-826.
- Shackleton, S.; Delang, C. O. & Angelsen, A. 2011 From subsistence to safety nets and cash income: exploring the diverse values of non-timber forest products for livelihoods and poverty alleviation. In: Shackleton, S; Shackleton, C.; Shanley, P. (ed.) *Non-timber forest products in the global context*. Springer-Verlag, Berlin.
- Silva, P. A. 2009. *Orthopsittaca manilata* (Boddaert, 1783) (Aves: Psittacidae): abundância e atividade alimentar em relação à frutificação de *Mauritia flexuosa* L.f (Arecaceae) numa vereda no Triângulo Mineiro. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia - MG.
- Sinha, A. & Brault, S. 2005. Assessing sustainability of nontimber forest product extractions: how fire affects sustainability. *Biodiversity and Conservation* 14:3537-3563.
- Souza, A. F. 2007. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: the case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology* 32:524-533.
- Souza, A. F. & Martins, F. R. 2004. Population structure and dynamics of a neotropical palm in fire-impacted fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 13:1611-1632.

- Storti, E. F. 1993. Biologia floral de *Mauritia flexuosa* Lin. Fil, na região de Manaus, AM, Brasil. Acta Amazônica 23:371-381.
- Sullivan, S.; Konstant, T. L. & Cunningham, A. B. 1995. The impact of utilization of palm products on the population structure of the vegetable ivory palm (*Hyphaene petersiana*, Arecaceae) in North-Central Namibia. Economic Botany 49(4):357-370.
- Sunderland, T. C. H; Ndoye, O. & Harrison-Sanchez, S. 2011. Non-timber forest products and conservation: what prospects? In: Shackleton, S; Shackleton, C.; Shanley, P. (ed.) Non-timber forest products in the global context. Springer-Verlag, Berlin.
- Ticktin, T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. Journal of Applied Ecology 41:11-21.
- Ticktin, T.; Nantel, P.; Ramirez, F. & Johns, T. 2002. Effects of variation on harvest limits for nontimber forest species in Mexico. Conservation Biology 16(3):691-705.
- Ticktin, T. & Shackleton, C. 2011. Harvesting non-timber forest products sustainably: opportunities and challenges. In: Shackleton, S; Shackleton, C.; Shanley, P. (ed.) Non-timber forest products in the global context. Springer-Verlag, Berlin.
- Toniato, M. T. Z.; Leitão-Filho, H. F. & Rodrigues, R. R. 1998. Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. Revista Brasileira de Botânica 21(2):197-210.
- Torres, D. C.; Acevedo, E. O. & Alvarado, L. F. 2006. Aguaje: la maravillosa palmera de la Amazonía. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana.
- Villalobos, M. P. 1994. Guilda de frugívoros associada com o buriti (*Mauritia flexuosa*: Palmae) numa vereda no Brasil Central. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia - UnB, Brasília - DF.

- Virillo, C. B.; Martins, F. R.; Tamashiro, J. Y. & Santos, F. A. M. 2011. Is size structure a good measure of future trends of plant populations? An empirical approach using five woody species from the Cerrado (Brazilian savanna). *Acta Botanica Brasilica* 25(3):593-600.
- Zona, S. & Henderson, A. 2005. Additions to "A review of animal-mediated seed dispersal of palms". <http://www.virtualherbarium.org/palms/psdispersal.html>
Data de acesso: dezembro de 2011.
- Zuidema, P. A.; De Kroon, H. & Werger, M. J. A. 2007. Testing sustainability by prospective and retrospective demographic analyses: evaluation for palm leaf harvest. *Ecological Applications* 17(1):118-128.

ANEXO 1. Número de parcelas amostradas (Parc.) e número de indivíduos amostrados de cada estágio (1.1, 1.2, 2 e 3) em 16 populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) em 2009, 2010 e 2011. (*) Populações controle.

Brejo	Parc.	2009				2010				2011			
		1.1	1.2	2	3	1.1	1.2	2	3	1.1	1.2	2	3
Seco	15	0	160	45	26	3	160	41	31	10	169	43	31
Atoladeira*	13	24	174	17	26	6	173	22	26	48	177	25	26
Saco Grande	20	50	307	53	41	37	312	56	38	429	339	58	38
Boca do Mato	20	18	79	3	53	2	77	2	53	1	77	1	53
São Felix	17	45	195	99	44	32	198	98	44	119	191	105	44
Olho D'Água	20	53	238	66	19	10	234	66	21	27	229	69	23
Merola*	16	49	107	30	66	8	104	31	66	0	100	34	66
Rebojo	20	65	79	15	49	34	79	15	49	38	75	12	48
Cabeceira Fina*	20	51	76	11	28	15	65	9	30	33	47	12	30
Santo Antônio*	20	94	137	11	56	43	134	13	57	119	121	17	53
Porcos	18	118	81	23	35	17	82	17	39	52	71	14	39
Cansa Cavalo*	17	292	151	16	34	148	165	14	36	162	163	14	35
Estiva*	20	222	115	26	27	27	114	20	33	60	106	20	33
D'Anta*	20	595	225	13	23	369	248	15	24	386	259	18	24
Conceição	20	147	32	8	51	27	32	5	51	142	31	5	51
Grande	20	339	62	13	50	106	61	11	52	360	55	14	51
Total	296	2162	2218	449	628	884	2238	435	650	1986	2210	461	645

ANEXO 2. Matrizes de transição para 16 populações de buriti (*Mauritia flexuosa*) em dois períodos, 2009 a 2010 e 2010 a 2011.

Brejo	2009 - 2010				2010 - 2011			
Atoladeira	0,25	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	1,81
	0,04	0,96	0,00	0,00	0,00	0,98	0,00	0,00
	0,00	0,03	0,92	0,00	0,00	0,02	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,07	1,00	0,00	0,00	0,01	1,00
Boca do Mato	0,31	0,00	0,00	0,41	0,31	0,00	0,00	2,48
	0,00	0,96	0,00	0,00	0,00	0,96	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,99	0,00	0,00	0,04	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,01	1,00
Cabeceira Fina	0,16	0,00	0,00	0,50	0,07	0,00	0,00	2,04
	0,00	0,94	0,00	0,00	0,00	0,90	0,00	0,00
	0,00	0,03	0,82	0,00	0,00	0,03	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,09	1,00	0,00	0,00	0,01	0,93
Cansa Cavalo	0,41	0,00	0,00	0,85	0,22	0,00	0,00	2,94
	0,01	0,99	0,00	0,00	0,01	0,93	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,88	0,00	0,00	0,00	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,13	1,00	0,00	0,00	0,01	0,97
Conceição	0,06	0,00	0,00	0,35	0,30	0,00	0,00	2,63
	0,01	0,97	0,00	0,00	0,00	0,97	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,63	0,00	0,00	0,00	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,01	1,00
Anta	0,58	0,00	0,00	0,91	0,60	0,00	0,00	6,83
	0,02	0,97	0,00	0,00	0,01	0,98	0,00	0,00
	0,00	0,01	0,92	0,00	0,00	0,01	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,08	1,00	0,00	0,00	0,01	1,00
Estiva	0,07	0,00	0,00	0,44	0,11	0,00	0,00	1,73
	0,00	0,98	0,00	0,00	0,00	0,92	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,23	1,00	0,00	0,00	0,01	1,00
Grande	0,25	0,00	0,00	0,40	0,51	0,00	0,00	5,88
	0,00	0,97	0,00	0,00	0,01	0,87	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,85	0,00	0,00	0,05	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,15	1,00	0,00	0,00	0,01	1,00

Brejo	2009 - 2010				2010 - 2011			
Merola	0,29	0,00	0,00	0,31	0,29	0,00	0,00	0,57
	0,05	0,94	0,00	0,00	0,06	0,91	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,92	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00
	0,00	0,00	0,07	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Olho D'Água	0,06	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
	0,02	0,96	0,00	0,00	0,00	0,95	0,00	0,00
	0,00	0,01	0,92	0,00	0,00	0,03	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,07	1,00	0,00	0,00	0,01	1,00
Porcos	0,50	0,00	0,00	0,29	0,35	0,00	0,00	10,92
	0,20	0,97	0,00	0,00	0,14	0,98	0,00	0,00
	0,00	0,02	0,96	0,00	0,00	0,01	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,00	0,93	0,00	0,00	0,00	1,00
Rebojo	0,24	0,00	0,00	0,11	0,33	0,00	0,00	0,93
	0,00	0,86	0,00	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,82	0,00	0,00	0,06	0,89	0,00
	0,00	0,00	0,18	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Saco Grande	0,06	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02
	0,00	0,94	0,00	0,00	0,00	0,99	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,67	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
	0,00	0,00	0,33	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Santo Antônio	0,14	0,00	0,00	0,03	0,35	0,00	0,00	1,18
	0,04	0,95	0,00	0,00	0,06	0,85	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00	0,00	0,82	0,00
	0,00	0,00	0,17	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00
São Felix	0,15	0,00	0,00	0,11	0,30	0,00	0,00	1,14
	0,02	0,95	0,00	0,00	0,10	0,95	0,00	0,00
	0,00	0,01	0,97	0,00	0,00	0,03	0,95	0,00
	0,00	0,00	0,03	1,00	0,00	0,00	0,03	1,00
Seco	0,19	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,13
	0,00	0,96	0,00	0,00	0,00	0,97	0,00	0,00
	0,00	0,01	0,89	0,00	0,00	0,02	0,98	0,00
	0,00	0,00	0,11	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00

CAPÍTULO 3: Effects of socioeconomic conditions on the multiple uses of swamp forests

Maurício Bonesso Sampaio (corresponding author)

Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, CP6109,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brasil

and

Pequi - Pesquisa e Conservação do Cerrado (www.pequi.org.br), SCLN 408, Bloco E, Sala
201, 70856-570, Brasília, DF, Brasil.

mauriciobonesso@gmail.com

Tamara Ticktin

University of Hawai`i at Manoa, Botany Department, 3190 Maile Way, Honolulu, HI
96822, EUA

Cristiana Simão Seixas

Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais – NEPAM, Universidade Estadual de Campinas
– UNICAMP, 13083-867, Campinas, SP, Brasil

Flavio Antonio Maës dos Santos

Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, CP6109, Universidade Estadual
de Campinas – UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brasil

Abstract

Local communities in central Brazil use swamp forests to harvest buriti palm (*Mauritia flexuosa*) fruit as well as for agriculture, cattle raising and pig farming. This study aimed to assess the intensity of forest use by buriti fruit harvesters and identify how their socioeconomic conditions influence resource use. We visited 75 swamp forests where buriti fruits are harvested and interviewed the head of the nearest household. Agriculture was practiced in 72% of forests and cattle raising in 52%. Almost a half (48%) of households had agriculture and buriti fruit harvest as the main income source. Forests resources were equally important to all socioeconomic classes, even richer farmers. The intensity of fruit harvest did not differ between collective and private use regimes of forests. Market access was a limitation to fruit harvest intensity. The high intensity of swamp forest use suggests that their conservation will require change to current management practices.

Keywords: NTFP, local people, livelihood, Cerrado, forest conservation

Introduction

Worldwide, people living in and around forests often depend on non-timber forest products (NTFPs) for their livelihoods (Narendran *et al.* 2001; Marshall and Newton 2003; Paumgarten and Shackleton 2009). NTFPs are biological materials other than timber which are harvested from wild species from natural ecosystems for local human communities use (De Beer and McDermott 1989; Shackleton *et al.* 2011). As pointed out by Davidson-Hunt *et al.* (2001) the concept of NTFP also refers to a consideration of the interests, values and activities of people who have largely been excluded from forest research, planning and management. Local people collect NTFPs mainly for food, fuelwood, medicine, construction materials and domestic utensils. In addition to NTFP harvesting, local people also carry out other commercial and subsistence activities inside forests, for example, slash-and-burn agriculture, cattle raising and pig farming.

The harvest of forest resources such as NTFP has the potential to increase income (Hegde *et al.* 1996; Davidar *et al.* 2008; Babulo *et al.* 2009) and decrease rural poverty and income inequality in local communities (Pyhälä *et al.* 2006; Babulo *et al.* 2009). Moreover, NTFP marketing is part of a local economy, whose commercialization is generally done by small farmers and harvesters. In this way, NTFP may strengthen community organization and improve social justice (Marshall *et al.* 2003).

Socioeconomic conditions can influence the type and intensity of forest use. For example, poorer households often have fewer livelihood options than richer households, and thus have higher NTFP home consumption and participation in NTFP

commercialization (Shackleton and Shackleton 2006). On the other hand, if given a choice, many forest users would choose not to depend on wild resources for their survival (Hegde and Enters 2000; Fisher *et al.* 2005). Therefore, richer households can become specialized in the most valuable wild forest resources or replace harvesting activities with other income sources, as cattle raising (Godoy *et al.* 1995; Barham *et al.* 1999).

In addition to user income source, other factors that may influence the intensity of forest resource use by local people include distance from the household to the resource, access to the market, and forest tenurial regime. The distance from the household to the resource is directly related to the opportunity cost of NTFP harvesting (Hegde *et al.* 1996). This tends to be an important factor when NTFP are used for household consumption only, because at greater distances, people may buy the available products at local markets instead of harvesting them from the forest. However, distance to resource may not be an important limitation when NTFP are harvested for commercial purposes (Davidar *et al.* 2008).

Access to the market is often the main obstacle for NTFP harvesters, mainly due to the high transportation costs associated with long-distances to the final consumers and poor transportation infrastructure (Marshall *et al.* 2003). Additionally, some products are highly perishable and require quick means of transportation (Shanley *et al.* 2002).

NTFPs are often common-pool resources, and therefore may be subject to degradation as a result of overexploitation by multiple users and for which exclusion of users is costly (Ostrom 1990, Dietz *et al.* 2002). The way in which harvesters extract and manage NTFP may vary according to the forest tenurial regime. According to the Commons Theory, common pool resources such as NTFP may be managed under the following tenurial regimes or a combination of them: private-property, state-property,

common-property or they may be exploited under no regime (i.e., open access system) (Ostrom 1990, Feeny *et al.* 1990).

In open-access systems, resources are exploited by several users; access exclusion is very difficult, and resource use involves subtractability, i.e., resource exploitation by one user decrease resource availability for others (Ostrom *et al.* 1999). In open-access systems, competition among resource users may be so intensive that it leads to resource depletion in short time (Hardin 1968; Pandit and Thapa 2003). Additionally, the access to NTFPs may be unequal between poorer and richer harvesters, with the later usually having greater means for harvesting (Adhikari *et al.* 2004).

In other NTFP extraction systems, communities have developed management regulations for accessing and using resources; these are known as common property regimes (Ostrom *et al.* 1999). Under such regulations, the harvesting intensity of NTFP resources may be sustainable, i.e. it may avoid resource overexploitation (Yang *et al.* 2009).

When forests are privately owned, resource use is regulated by landowner. Restricting access may lead to greater economic returns and be more sustainable than open access system, but often the landowner is the sole beneficiary of the resources (Yang *et al.* 2009). In some cases though, the resources in private property may be shared among other users with the landowner's permission. This is the case of mangaba (*Hancornia speciosa* Gomes; Apocynaceae) fruit harvesting in Northeastern Brazil (Schmitz *et al.* 2009) as well as of buriti palm (*Mauritia flexuosa* L. f.; Arecaceae) fruit harvest in the central Brazil. In both cases, *de jure* private property may function either as open access systems or common property depending on the establishment of access and management rules among users.

Understanding the socioeconomic factors that influence the type and intensity of forest resource utilization is key to designing management plans to forest conservation (Gavin and Anderson 2007). Most of studies that have assessed the effects of socioeconomic variables on patterns of NTFP harvest have focused on only one or few variables, and on only one or few NTFP resources (e.g. Godoy *et al.* 1995; Bista and Webb 2006). However, to identify bottlenecks in sustainable resource management it is important to simultaneously evaluate the factors that influence NTFP harvest as well as other kinds of forest use and management. In addition, most studies to date have been carried out on a very small scale (among one or a few communities), and thus the results have limited representativeness of general patterns (Basurto and Ostrom 2009).

This study focuses on the multiple uses of swamp forests in five regions of central Brazil. Swamp forests are important for regulation of groundwater (Lima and Zakia 2000), to supply drinking water for human beings and wildlife, and to provide nesting areas and ecological corridors to animals (Marinho-Filho and Gastal 2000). Swamp forests are also important to local people for harvesting buriti fruit, practicing slash-and-burn agriculture, cattle raising and pig farming, but little is known about the extent and intensity of use these activities.

Our objective was to describe the type and intensity of swamp forest uses over a large geographic area, and identify if socioeconomic conditions of NTFP harvesters influence these uses. We tested three hypotheses: 1 – The type and intensity of swamp forest use differs between poorer and richer households. We expected that households more dependent on NTFP harvesting and subsistence agriculture (poorer households) practice less cattle rising and pig farming than those involved in mechanized agriculture or wage

labor (richer households); 2 – The level of buriti fruit harvesting depends on the distance to resource, marketing access and main income source of the household; 3 – The intensity of NTFP harvest is higher in forests exploited by multiple users (owners and outsiders) than in those exploited privately (by owners e/or their employees only). We discuss the implications of our findings for the sustainable management of swamp forests.

Material and methods

Study area

This study was carried out in five regions of the central Brazil (Figure 1). The regions were selected based on two conditions, a high abundance of swamp forests, and the presence of associations or cooperatives that coordinate NTFP harvesting activities. The inhabitants of the study regions are mainly descendants of settlers who arrived in the region in the past two centuries. The fruits of buriti palm (*Mauritia flexuosa*) are harvested for consumption by people of most households, but are commercialized by a few of them. The ripe fruits are often collected on the ground of the swamp forests after they are naturally dispersed. The fruits are usually harvested from natural buriti populations, and only a few buriti plantations can be found. The main goal of this cultivation is mostly to control erosion or improve water quality, and not fruit production.

Buriti fruit sold as fresh pulp, candies or oil are among the most important NTFPs of central Brazil. Several other uses of buriti by local communities, such as medicine,

domestic utensils, handicrafts and construction materials, have been described in central Brazil (Sampaio *et al.* 2008; Nascimento *et al.* 2009) and the Amazon (Balick 1979; Peters *et al.* 1989; Kahn 1991; Gragson 1995; Manzi and Coomes 2009; Santos and Coelho-Ferreira 2012). Fruits are produced annually from October to February, but high fruit production occurs every other year (Storti 1993).

Buriti palm is one of the most frequent and abundant emergent species of swamp forests, with an average of more than 300 adult individuals per ha (Sampaio *et al.* 2008). Swamp forests occur in lowlands associated with the headwaters of small streams. The soils of swamp forests are frequently hydromorphic with high acidity and aluminum content, rich in organic matter and poor in calcium and phosphorous (Toniato *et al.* 1998). In some places the water level is more than 1 m above the soil surface. Swamp forests are surrounded by humid grasslands and scrublands, which occur in the elevated portions of the landscape. Sandy soils are predominant in the landscape of all five study regions.

In addition to buriti fruit harvesting, swamp forests are also used by people of most households of the five study regions for other commercial and subsistence activities including slash and burn agriculture, cattle raising and pig farming. Cattle raising occurs mainly in the humid grasslands surrounding the swamp forests, but the animals frequently use the interior of swamp forests to drink water and for shade. In some swamp forests the water table is low and allows for livestock grazing and the soil humidity is useful for raising pigs. Local people grow rice, corn, beans or sugarcane in swamp forests for subsistence and to sell the surplus crop in the local markets. Fire is used to promote clearing of vegetation and mineralization of the organic matter. Local people also use fire

to renew pastures and to supply palatable forage to cattle in the surroundings of the swamp forests and fire may escape and reach the interior of the swamps.

Data collection

We selected 75 swamp forests in the five regions we visited (Figure 1): South of Piauí state (n = 35); Northeast of Tocantins state (n = 27); North of Minas Gerais state (n = 8); East of Tocantins state (n = 4); and West of Bahia state (n = 1). The swamp forests were smaller than 100 ha and were selected if buriti fruit harvesting occurred there, and if it was located close to a road with easy access. We visited the swamp forests from January to April 2009, accompanied by a person familiar with the local communities. We located the closest household to each swamp forest and asked permission to the head of the household or the person responsible for the land to conduct our research. We carried out a semi-structured interview with the head of the closest household about the uses of the swamp forest to obtain information about the present and past agricultural activities inside of the forest; the number of cattle head; pig farming (absent, intensive or extensive); amount of buriti pulp commercialized (sum of all users of the swamp forest); and the frequency of swamp forest burning. After the interview, we visited the swamp forest accompanied by the household head to cross-check the information he provided. We use this data to classify the swamp forests into categories of use intensity, according to Table 1. We also asked the interviewee about the type of market access for buriti products; the main income source of the household; and the type of users of the swamp forest, according to the categories of the Table 1. We grouped the data for each variable into categories to reduce possible

imprecision of the responses we received. The collection of more precise data would require intensive data collection over a long period for each swamp forest, and this was not possible in our case due to the large amount of swamp forests we sampled.

Local people frequently practice selective timber logging and game hunting for subsistence and income generation in swamp forests, but we did not assess these activities in this study. It was not possible to obtain reliable answers from local people about these activities using a short term survey because both activities are illegal according to Brazilian Federal laws. All management activities in swamp forests are illegal, even NTFP harvesting, according to the Brazilian Forest Code (law number 4771, September 15, 1965). However, law enforcement is much less stringent on activities that cause lower environmental impacts, such as NTFP harvesting, than on hunting and logging. We strongly believe that the illegality of swamp forest use did not bias our data, because of the low law enforcement. In fact, among the activities we assessed, users were only concerned about enforcement regarding the slash-and-burn agriculture plots and uncontrolled fire on swamp forest.

Data analysis

To assess the relationships among all variables (socioeconomic conditions and type and intensity of use) at the same time, we did a Correspondence Analysis (CA). We then carried out a Canonical Correspondence Analysis (CCA) and a Monte Carlo test (with 10,000 matrix permutations) to assess the correlation between the socioeconomic conditions matrix (access to fruit marketing, distance to swamp forest, type of user and main income source)

and forest uses matrix (agriculture practices, cattle raising, pig farming and fruits harvesting), according to Legendre and Legendre (1998).

To test for differences in type and intensity of swamp forest use between richer versus poorer households we used the income source as a proxy for relative income level. Thus, we classified the households in two groups: those whose income comes from in-farm or out-farm employment or from cattle raising or mechanized agriculture (richer households); and those whose the main income source are slash-and-burn agriculture or NTFP harvesting (poorer households). We performed a Discriminant Function Analysis (DFA) to test for differences between the two groups based on type and intensity of swamp forest use (Tabachnick and Fidell 2001).

We carried out an Frequency Table Analysis to identify differences in distance to resource, marketing access and income source among households who carry out buriti fruit harvest at different levels of intensity: low intensity of fruit harvest and absence of commercialization (low-intensity harvest); low buriti pulp commercialization (moderate-intensity harvest); and high buriti pulp commercialization (high-intensity harvest).

Buriti fruits are often shared among neighbors, when a swamp forest owner allows other people to harvest the fruits. We carried out a Frequency Table Analysis to test the effect of resource use regime (collective or private) on buriti fruit harvest intensity. We did not test the difference between the two resource use regimes on the intensity of swamp forest use for agriculture practices, cattle raising, pig farming and fire, because in general swamp forest owners do not allow other people to practice these activities on their lands.

CA and CCA analysis were performed using Fitopac 1.6.4 (Shepherd 2006), DFA and Frequency Table Analysis were performed using STATISTICA 7.0 (StatSoft 2004).

Results

Buriti fruit was harvested for commercial purposes in the majority (63%) of swamp forests we sampled. Cattle was raised in 72% and slash-and-burn agriculture was carried out in 52% of them (Figure 2). A total of 33% of the swamp forests were used simultaneously for fruit harvesting, cattle raising and agricultural practices (Figure 3). One quarter of the swamp forests were used for pig farming (Figure 2) and in 4% of them fruit harvesting, cattle raising, agriculture and pig farming were carried out simultaneously (Figure 3). Only 6% of the swamp forests were used exclusively for buriti fruit harvesting. The fire return interval was every two or three years in 11% of the swamp forests (Figure 2).

For almost a half (48%) of the households, slash-and-burn agriculture or NTFP harvest was the main income source (Figure 4). The highest distance between a household and a swamp forest in our sampling was about 3,000 m, but 48% of households were closer than 500 m to the swamp forest (Figure 4).

The use intensity of swamp forests was negatively correlated among agriculture, pig farming and fire frequency, according to the Correspondence Analysis (CA) (Figure 5). Thus, swamp forests with a large proportion of the area used for agricultural practices generally were not used for high intensity pig farming, nor are they frequently burned. Fruit harvest intensity was not correlated with any other variable in the first two CA axes (Figure 5) and in the other axes (data not showed). Fire frequency had a low positive correlation with cattle raising (Figure 5). The type and intensity of use and the socioeconomic

conditions of the household were not more similar within a region than among regions (Figure 5).

There were no significant correlations (Monte Carlo test; $p = 0.15$ for the first canonical axis) between the socioeconomic conditions of users (access to fruit market, distance to swamp forest, type of users and income source) and the type and intensity of swamp forest uses (agriculture practices, cattle raising, pig farming and fruits harvesting), according to the Canonical Correspondence Analysis (CCA). Additionally, the first three canonical axis of CCA had only 9.6% of accumulated inertia. However, according to CA results there was a low positive correlation between pig raising and income source (Figure 5).

There was no significant difference (Wilk's $\lambda = 0.92$; $p = 0.35$) in the use intensity of swamp forests between the households whose the income comes from employment or from managing small to large productive farms and those whose the income comes from subsistence activities as slash-and-burn agriculture or NTFP harvesting. Both household groups practiced similar intensities of fire, agriculture, cattle raising, pigs raising and fruits harvesting in the swamp forests (Figure 6).

Market access increased significantly from low-intensity harvesting to high-intensity harvesting ($\chi^2 = 59.99$; d.f. = 6; $p < 0.001$; Figure 7). However, the harvesting intensity level was not dependent of the distance from the household to the swamp forest ($\chi^2 = 2.37$; d.f. = 4; $p = 0.67$) or the main income source ($\chi^2 = 3.32$; d.f. = 6; $p = 0.77$).

Buriti fruit harvest by multiple users takes place in 31% of sampled swamp forests, despite being *de jure* private property; while in 69% of sampled swamp forests the harvesting was restricted only to the interviewed household. In 48% of the swamp forests

exploited by multiple users the landowner was not a fruit harvester himself. In 81% of the privately used swamp forests the landowner was the fruit harvester, while in the remaining 19% of swamps the fruit was only harvested by employees. High intensity fruit harvesting (> 100 kg of pulp sold per year) occurred in 47% of swamp forests exploited by multiple users and in 27% of those only exploited by the interviewed household. However, the intensity of fruit harvest did not differ significantly ($\chi^2 = 2.40$; d.f. = 2; $p = 0.30$) between the two use regimes.

Discussion

Use and importance of swamp forest resources

Buriti fruits are an important resource to people living close to swamp forests in central Brazil, especially during periods of high fruit production. Households may produce up to 2000 kg of buriti fresh pulp in a harvesting season earning up to US\$ 4,800 in four or five months of work (M. B. Sampaio and F. A. M. Santos; unpublished data). This represents an earning about four times the Brazilian minimum wage in each month of the production season. Buriti fruits are also an important NTFP for people from other regions where this species occurs. In the Peruvian Amazon close to Iquitos, up to 40% of households commercialize buriti fruits; this is the third largest source of income, after agriculture and fishing (Pyhälä *et al.* 2006), and the production value is US\$ 1,525 per ha.year⁻¹ (Peters *et al.* 1989). In the central Brazil, buriti fruit harvesting is not the main income source for most

households, essentially because: (i) buriti fruit production has a biannual peak and occurs seasonally (only between October and February); and (ii), as our results illustrate, swamp forests are suitable for other activities that can offer more reliable income sources for households such as cattle raising, agriculture and pig farming.

We found that the use of swamp forests in central Brazil is very intense. More than half of the swamp forests are used for agriculture and about three quarters for cattle raising. In 28% of swamp forests, agricultural activities cover most of the forest. The vegetation of some of the swamp forests, mainly in the South of Piauí state, was almost totally cleared for sugar-cane and corn production, and only a few buriti individuals of the original forest remained. In 13% of sampled swamp forests, cattle were allowed to use all of the forest. The understory of these intensively used forests may be cleared and the soil compacted, which may prevent the buriti seedling growth and recruitment (M. B. Sampaio; personal observation).

Pig farming is less frequent in the swamp forests than agriculture and cattle raising, but it is very important to the poorest people in rural communities of Brazil, mainly as a source of low-cost protein (Silva-Filha *et al.* 2008). Pigs raised in swamp forests can forage buriti fruits on the ground, reducing fruit availability to harvesters. Cattle can also forage buriti fruits, but at a lower intensity than pigs. Even so, roaming pigs were raised in many swamp forests that had high intensity of fruit harvesting. While detrimental for buriti harvesting, raising pigs during the buriti fruiting season is probably advantageous for households, since pigs fatten quicker during this season.

Influence of income source on type and intensity of swamp forest uses

Our hypothesis that the type and intensity of swamp forest use differs between poorer and richer households was not confirmed. The intensity of swamp forest used for cattle raising, pig farming, fruit harvesting, agriculture and fire frequency was very similar between households whose main income comes from employment or from cattle raising and/or mechanized agriculture (richer households), and those whose income are based on subsistence activities as slash-and-burning agriculture or NTFP harvesting (poorer households). This lack of difference may be a result of two factors. First, the soils of swamp forests have higher fertility, organic matter and humidity than the most common soils in the landscape, which are generally sandy and dry. Thus, independently of the user income source, the swamp forests soils have better conditions for cattle raising, pig farming and agriculture practices in the landscape. Even for the large farmers, the swamp forests are important for agricultural activities and cattle raising due to water and shade availability. Second, as in the Peruvian Amazon (Coomes *et al.* 2004), buriti fruits are a resource so abundant and valuable that may be harvested intensively both by richer and poorer households. However, when richer farmers do not harvest the buriti fruits, or when the harvesting is of low intensity, they allow the access of poorer harvesters to the swamp forest. Thus, the fruit harvesting intensity in the swamp forest is independent on the households income source.

Buriti harvest intensity and other swamp forest uses

Our hypothesis that the level of buriti fruit harvesting depends on the distance to resource, marketing access and income source of the household was partially confirmed. Households intensively harvesting buriti in the nearby swamp forest had higher market access than those harvesting only for their own consumption. However, the level of buriti fruit harvesting is independent of the distance to resource and the household income source.

Marketing of buriti fruits in the studied regions is promoted mainly by local harvester associations or cooperatives. In the South of Piauí, the pulp is collected at harvesters' homes by a truck and carried to the industry. The harvesters engaged in this process were the ones involved in the highest intensity of fruit collection in our study. Those not engaged in these associations have to transport their products to the local markets by themselves. When harvesters are located close to the market or have means to transport their product, they can commercialize large amounts of fruit. When they live far from the market and have no easy and cheap means of transportation, they often harvest fruits only for consumption. Similar to the NTFP fruit markets in the Amazon (Shanley *et al.* 2002), market access, mainly transportation infrastructure, is a key factor influencing the intensity of buriti fruit harvesting and marketing in the central Brazil. Poor market access is also a limiting factor to buriti fruit harvesting in the Peruvian Amazon (Horn *et al.* 2012).

Collective vs. private use of swamp forests

The swamp forests investigated in this study are all located inside *de jure* private property, although some could be either *de facto* open-access or common property systems. The methodology we used did not aim to differentiate property regimes, nevertheless we were

able to identify swamp forests used by only their owners and/or employees (private property), and those used by multiple users (either open access or common property). Theory predicts that in open access systems, competition among users can be so intensive that resources are depleted in short time (Hardin 1968; Pandit and Thapa 2003).

In our study, buriti fruit harvest intensity did not differ between collective (multiple users) and private use systems. This indicates that some management rules are likely to occur among buriti harvesters to avoid high intensity of fruit harvest in swamp forests with collective use. That is, swamp forests used collectively are likely under a common-property arrangement than in an open-access system. Collective use of swamp forests by several fruit harvesters may not be a constraint to forest conservation or to maintain a sustainable buriti fruit harvest. In fact, locally-devised rules have been described for sustainable managing several common-pool resources worldwide (Ostrom *et al.* 1999; Schmitz *et al.* 2009; Yang *et al.* 2009; Baird 2010). Investigating use and access management rules among buriti harvesters is an important subject for future research.

Implications for swamp forest conservation

We found that swamp forests are intensively used across central Brazil for NTFP harvesting and agricultural activities, in both collective and private use systems, and by households with different socioeconomic conditions. Although our study was not designed to assess the environmental impacts of swamp forest resources use, our quantification of the intensity of different kinds of uses provides an indirect measure of these impacts; and the heavy use we recorded suggests that conservation actions for swamp forests will require

changes to current practices. We observed a negative correlation between use intensity and environmental impacts in some swamp forests intensively used for agricultural activities, cattle raising and/or pig farming, as these had highly compacted soil. The latter affects vegetation dynamics, forest structure, forest regeneration and the water quality, which was turbid. Conservation actions should limit these activities in some portions of the swamp forests. Improving agricultural practices to increase soil productivity may reduce the necessity of continually clearing old-growth swamp forest areas for agriculture (Kato *et al.* 1999; Aguiar *et al.* 2011). Fencing swamp forests may reduce the impacts of cattle and pigs on forest integrity and water quality. However, animal husbandry is important to households' food security. Thus, animals access to water and shade should be allowed in some parts of the swamp forest, since in the study regions the dominant vegetation consists of low stature plants on dry soils, which do not provide enough shade and water for pigs and cattle.

We found a correlation between cattle raising intensity and fire frequency. This may occur because sometimes cattle farmers lose control of fire used for pasture renewal and it extends into the swamp forests. A large area of the grassland surrounding the swamp forests generally needs to be burned biannually for pasture renewal, mainly in the Jalapão region (Schmidt *et al.* 2007; Schmidt 2011). The fire spreads fast in grasslands and is difficult to control, especially when it is lit in the hottest periods of the driest days, and where the grassland has not been burnt for more than two years (Govender *et al.* 2006). To protect swamp forests from undesirable fires, local people should employ firebreaks when burning their pastures.

Buriti fruit harvesting has a much lower ecological impact than the other forest uses. The effects of fruit harvesting on buriti population structure and dynamics may be negligible over the long-term (Holm *et al.* 2008; Manzi and Coomes 2009), especially if harvesters carry the seeds back to the interior of the swamp forest after removing the fruit pulp (M. B. Sampaio and F. A. M. dos Santos; unpublished data). None of the harvesters interviewed said they carry seeds back into the swamp forest, but most of them agreed that this is easy to implement and may improve seedling recruitment. Buriti fruit harvesting may be sustainable even when the swamp forests are shared among several users; as our results indicate, harvest intensity does not vary between private use and collective use arrangements. In sum, despite being an illegal activity, buriti fruit harvesting may contribute to swamp forest conservation if it generates incomes that help to prevent the conversion of swamp forests into other uses.

If our harvest recommendations above are followed, a potential way to increase buriti harvesting, and therefore, household income, may be to improve harvesters' access to buriti fruit market, because the facility of market access was positively correlated to harvesting intensity (Figure 7). This is also the case in Peruvian Amazon (Horn *et al.* 2012) and other NTFP harvesting systems (Ghate *et al.* 2009). Strengthening existing cooperatives and organized groups of harvesters or creating new ones in the study regions may help increase market access (Edwards 1996; Bista and Webb 2006) for buriti harvesters. Moreover, promoting innovative ways to process and conserve buriti fruits within each household may add value to their products and extend the storage period of the buriti products, increasing the chances of accessing local and regional markets. Both actions depend on building local capacity.

Although some actions may be taken to increase the income generated from fruit harvesting, there will be still tradeoffs between swamp forest uses, particularly concerning availability of animal protein for household consumption. These include raising pigs inside of swamp forests and the inadequate fire management practiced mainly by cattle farmers. These two management actions likely decrease the availability of buriti fruit to harvesters.

Natural resource management and conservation is not an easy task. Understanding the multiple uses of swamp forests and the socioeconomic conditions that may influence them is a first step towards identifying relevant conservation measures and practices. Management actions should be balanced and negotiated with swamp forest users, so that the use of forest resources can increase the income of local people and at the same time better ensure swamp forest conservation.

References

- Adhikari, B., Di Falco, S. and Lovett, J. C. (2004). Household characteristics and forest dependency: evidence from common property forest management in Nepal. *Ecological Economics* 48:245-257.
- Aguiar, A. C. F., Freitas, I. C., Carvalho, C. S., Monroe, P. H. M. and Moura, E. G. (2011). Efficiency of an agrosystem designed for family farming in the pre-Amazon region. *Renewable Agriculture and Food Systems* 26(1):24-30.

- Babulo, B., Muys, B., Nega, F. , Tollens, E., Nyssen, J., Deckers, J. and Mathijs, E. (2009).
The economic contribution of forest resource use to rural livelihoods in Tigray,
Northern Ethiopia. *Forest Policy and Economics* 11:109-117.
- Baird, I. G. (2010). Private, small groups, or communal: Dipterocarpus wood resin tree
tenure and management in Teun Commune, Kon Mum district, Ratanakiri Province,
Northeastern Cambodia. *Society & Natural Resources* 23:1027-1042.
- Balick, M. J. (1979). Economic Botany of the Guahibo. 1.Palmae. *Economic Botany*
33:361-376.
- Barham, B. L., Coomes, O. T. and Takasaki, Y. (1999). Rain forest livelihoods: income
generation, household wealth and forest use. *Unasylva* 198:71.
- Basurto, X. and Ostrom, E. (2009). The core challenges of moving beyond Garrett Hardin.
Journal of Natural Resources Policy Research 1:255-259.
- Bista, S. and Webb, E. L. (2006). Collection and marketing of non-timber forest products in
the far western hills of Nepal. *Environmental Conservation* 33:244-255.
- Coomes, O. T., Barham, B. L. and Takasaki, Y. (2004). Targeting conservation–
development initiatives in tropical forests: insights from analyses of rain forest use
and economic reliance among Amazonian peasants. *Ecological Economics* 51:47-
64.
- Davidar, P., Arjunan, M. and Puyravaud, J. P. (2008). Why do local households harvest
forest products? A case study from the southern Western Ghats, India. *Biological
Conservation* 141:1876-1884.
- Davidon-Hunt, I., Duchesne, L. C. and Zasada, J. C. (2001). Non-timber forest products:
local livelihoods and integrated forest management. *In* Davidon-Hunt, I., Duchesne,

- L. C. and Zasada, J. C. Forest communities in the third Millennium: linking research, business, and policy toward a sustainable non-timber forest product sector. United States Department of Agriculture (USDA) General Technical Report NC-217. St. Paul. 151 p.
- De Beer, J. H. and McDermott, M. (1989). The economic value of non-timber forest products in South East Asia. The Netherlands Committee for IUCN, Amsterdam.
- Dietz, T., Dolsak, N., Ostrom, E., and Stern, P. C. (2002). The drama of the commons. In Ostrom, E., Dietz, T., Dolsak, N., Stern, P. C., Stonich, S., and Weber, E. U. (eds.), The dramas of the commons. Washington, D.C. National Academy Press.
- Edwards, D. M. (1996). The trade in non-timber forest products from Nepal. Mountain Research and Development 16:383-394.
- Feeny, D., Berkes, F., McCay, B. J., and Acheson, J. M. (1990). The tragedy of the commons: twenty-two years later. Human Ecology 18: 1–19.
- Fisher, R., Maginnis, S., Jackson, W. J., Barrow, E. and Jeanrenaud, S. (2005). Poverty and conservation: landscapes, people and power. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Gavin, M. C., and Anderson, G. J. (2007). Socioeconomic predictors of forest use values in the Peruvian Amazon: A potential tool for biodiversity conservation. Ecological Economics 60:752-762.
- Ghate, R., Mehra, D. and Nagendra, H. (2009). Local institutions as mediators of the impact of markets on non-timber forest product extraction in central India. Environmental Conservation 36(1):51-61.

- Godoy, R., Brokaw, N. and Wilkie, D. (1995). The effect of income on the extraction of non-timber tropical forest products: model, hypotheses, and preliminary findings from the Sumu Indians of Nicaragua. *Human Ecology* 23:29-52.
- Govender, N., Trollope, W. S. W. and Van Wilgen, B. W. (2006). The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology* 43:748-758.
- Gragson, T. L. (1995). Pumé exploitation of *Mauritia flexuosa* (Palmae) in the Llanos of Venezuela. *Journal of Ethnobiology* 15:177-188.
- Hardin, G. (1968). Tragedy of Commons. *Science* 162:1243-1248.
- Hegde, R. and Enters, T. (2000). Forest products and household economy: a case study from Mudumalai Wildlife Sanctuary, Southern India. *Environmental Conservation* 27:250-259.
- Hegde, R., Suryaprakash, S., Achoth, L. and Bawa, K. S. (1996). Extraction of non-timber forest products in the forests of Biligiri Rangan Hills, India. 1. Contribution to rural income. *Economic Botany* 50:243-251.
- Holm, J. A., Miller, C. J. and Cropper, W. P. (2008). Population dynamics of the dioecious Amazonian palm *Mauritia flexuosa*: simulation analysis of sustainable harvesting. *Biotropica* 40:550-558.
- Horn, C. M.; Gilmore, M. P. and Endress, B. A. (2012). Ecological and socio-economic factors influencing aguaje (*Mauritia flexuosa*) resource management in two indigenous communities in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management* 267:93-103.

- Kahn, F. (1991). Palms as key swamp forest resources in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 38:133-142.
- Kato, M. S. A., Kato, O. R., Denich, M. and Vlek, P. L. G. (1999). Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers. *Field Crops Research* 62:225-237.
- Legendre, P. and Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. 2nd edition. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Lima, W. P. and Zakia, M. J. B. (2000). Hidrologia de matas ciliares. *In*: Rodrigues, R. R. and Leitão-Filho, H. F (ed.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, pp. 33-44.
- Manzi, M. and Coomes, O. T. (2009). Managing Amazonian palms for community use: a case of aguaje palm (*Mauritia flexuosa*) in Peru. *Forest Ecology and Management* 257:510-517.
- Marinho-Filho, J. and Gastal, M. L. (2000). Mamíferos das matas ciliares dos Cerrados do Brasil central. *In*: Rodrigues, R. R. and Leitão-Filho, H. F (ed.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, pp. 209-221.
- Marshall, E. and Newton, A. C. (2003). Non-timber forest products in the community of El Terrero, Sierra de Manantlan Biosphere Reserve, Mexico: Is their use sustainable? *Economic Botany* 57:262-278.
- Marshall, E., Newton, A. C. and Schreckenberg, K. (2003). Commercialisation of non-timber forest products: first steps in analysing the factors influencing success. *International Forestry Review* 5:128-137.

- Narendran, K., Murthy, I. K., Suresh, H. S., Dattaraja, H. S., Ravindranath, N. H. and Sukumar, R. (2001). Nontimber forest product extraction, utilization and valuation: a case study from the Nilgiri Biosphere Reserve, southern India. *Economic Botany* 55:528-538.
- Nascimento, A. R. T., Santos, A. A., Martins, R. C. and Dias, T. A. B. (2009). Palm communities in the Kraho indigenous territory, Tocantins, Brazil: biodiversity and ethnobotanical features. *Interciencia* 34:182-188.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons. The evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ostrom, E., Burger, J., Field, C. B., Norgaard, R. B. and Policansky, D. (1999). Revisiting the commons: local lessons, global challenges. *Science* 284:278-282.
- Pandit, B. H. and Thapa, G. B. (2003). A tragedy of non-timber forest resources in the mountain commons of Nepal. *Environmental Conservation* 30:283-292.
- Paumgarten, F. and Shackleton, C. M. (2009). Wealth differentiation in household use and trade in non-timber forest products in South Africa. *Ecological Economics* 68:2950-2959.
- Peters, C. M., Balick, M. J., Kahn, F. and Anderson, A. B. (1989). Oligarchic forests of economic plants in Amazonia: utilization and conservation of an important tropical resource. *Conservation Biology* 3:341-349.
- Pyhälä, A., Brown, K. and Adger, W. N. (2006). Implications of livelihood dependence on non-timber products in Peruvian Amazonia. *Ecosystems* 9:1328-1341.

- Sampaio, M. B., Schmidt, I. B. and Figueiredo, I. B. (2008). Harvesting effects and population ecology of the buriti palm (*Mauritia flexuosa* L. f., Arecaceae) in the Jalapão region, Central Brazil. *Economic Botany* 62:171-181.
- Santos, R. S. and Coelho-Ferreira, M. (2012). Estudo etnobotânico de *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae) em comunidades ribeirinhas do Município de Abaetetuba, Pará, Brasil. *Acta Amazônica* 24(1):1-10.
- Schmidt, I. B. (2011). Effects of local ecological knowledge, harvesting and fire on golden-grass (*Syngonanthus nitens*, Eriocaulaceae), a non-timber forest product (NTFP) species from the Brazilian savanna. PhD Thesis, Botany department, University of Hawai'i at Manoa, Honolulu.
- Schmidt, I. B., Figueiredo, I. B. and Scariot, A. (2007). Ethnobotany and effects of harvesting on the population ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão region, central Brazil. *Economic Botany* 61(1):73-85.
- Schmitz, H., Mota, D. M. and Júnior, J. F. S. (2009). Gestão coletiva de bens comuns no extrativismo da mangaba no nordeste do Brasil. *Ambiente & Sociedade* 12:273-292.
- Shackleton, C., Delang, C. O., Shackleton, S. and Shanley, P. (2011). Non-timber forest products: concept and definitions. *In*: Shackleton, S., Shackleton, C. and Shanley, P. (Ed.). *Non-timber forest products in the global context*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. pp. 3-21.
- Shackleton, C. and Shackleton, S. (2006). Household wealth status and natural resource use in the Kat River valley, South Africa. *Ecological Economics* 57:306-317.

- Shanley, P., Luz, L. and Swingland, I. R. (2002). The faint promise of a distant market: a survey of Belem's trade in non-timber forest products. *Biodiversity and Conservation* 11:615-636.
- Shepherd, G. J. (2006). FitopacShell 1.6.4. Manual versão preliminar. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP.
- Silva-Filha, O. L., Filho, E. C. P., Souza, J. F., Oliveira, A. S., Oliveira, R. J. F., Melo, M., Melo, L. M., Araújo, K. A. O. and Sereno, J. R. B. (2008). Caracterização do sistema de produção de suínos locais na microrregião do Curimataú Paraibano. *Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal* 9:7-17.
- StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Storti, E. F. (1993). Biologia floral de *Mauritia flexuosa* Lin. Fil, na região de Manaus, AM, Brasil. *Acta Amazônica* 23:371-381.
- Tabachnick, B. G. and Fidell, L. S. (2001). Using multivariate statistics. 4 edition. Allyn & Bacon, Boston, USA.
- Toniato, M. T. Z., Leitão-Filho, H. D. F. and Rodrigues, R. R. (1998). Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 21:197-210.
- Yang, X. F., Wilkes, A., Yang, Y. P., Xu, J. C., Geslani, C. S., Yang, X. Q., Gao, F., Yang, J. K. and Robinson, B. (2009). Common and privatized: conditions for wise management of matsutake mushrooms in Northwest Yunnan Province, China. *Ecology and Society* 14(2):30.

FIGURE 1

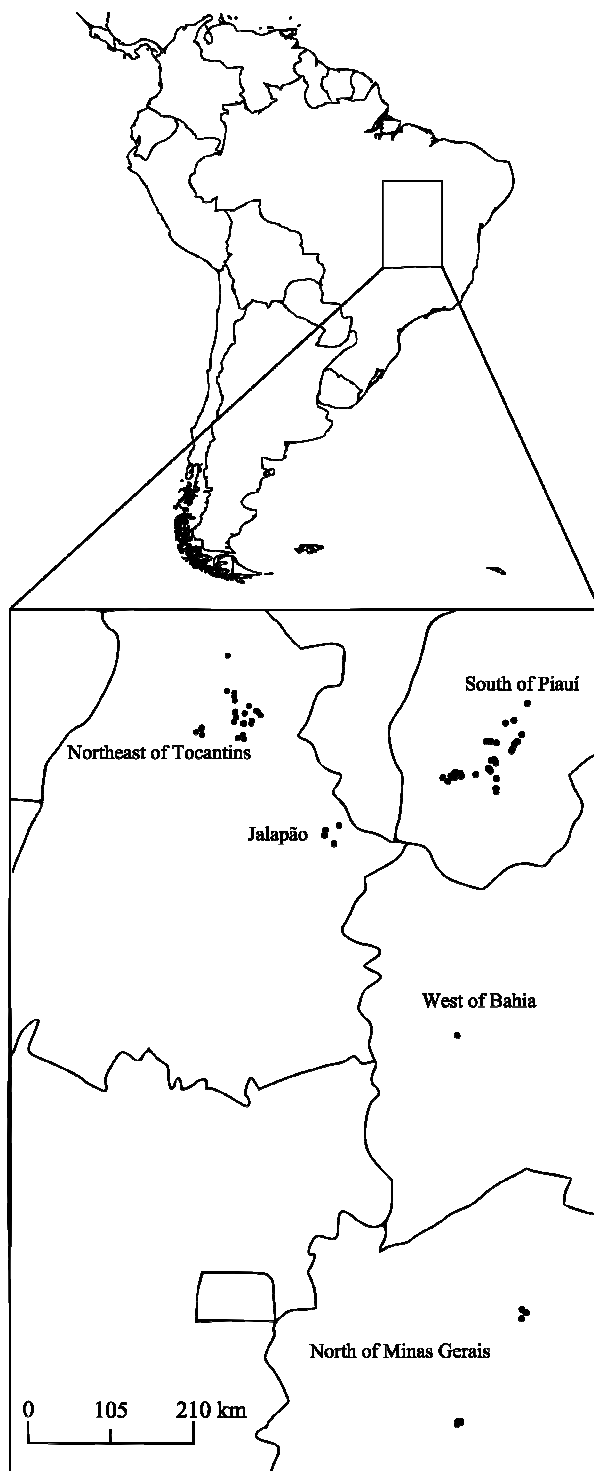


FIGURE 2

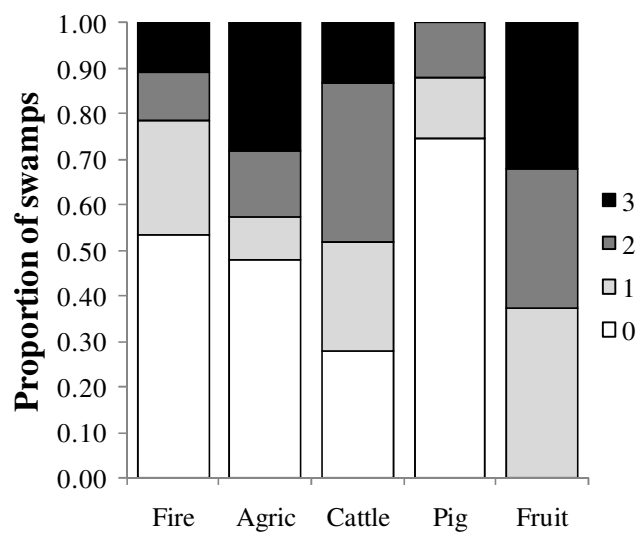


FIGURE 3

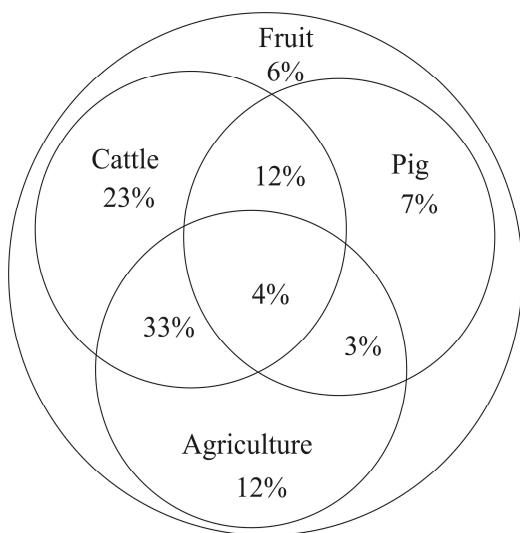


FIGURE 4

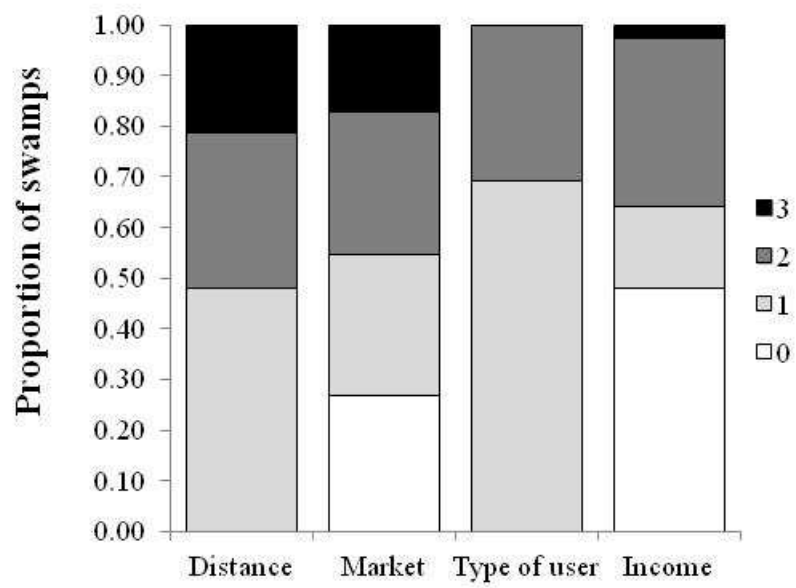


FIGURE 5

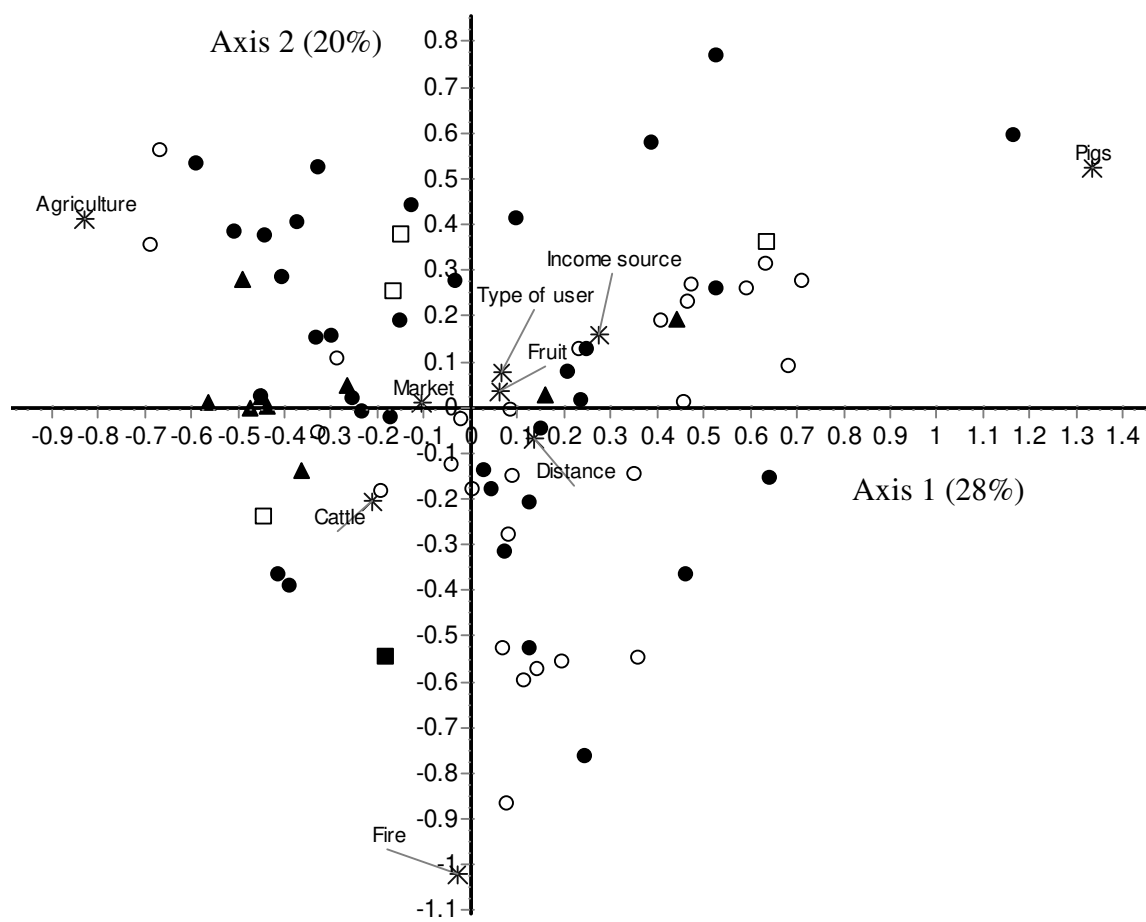


FIGURE 6

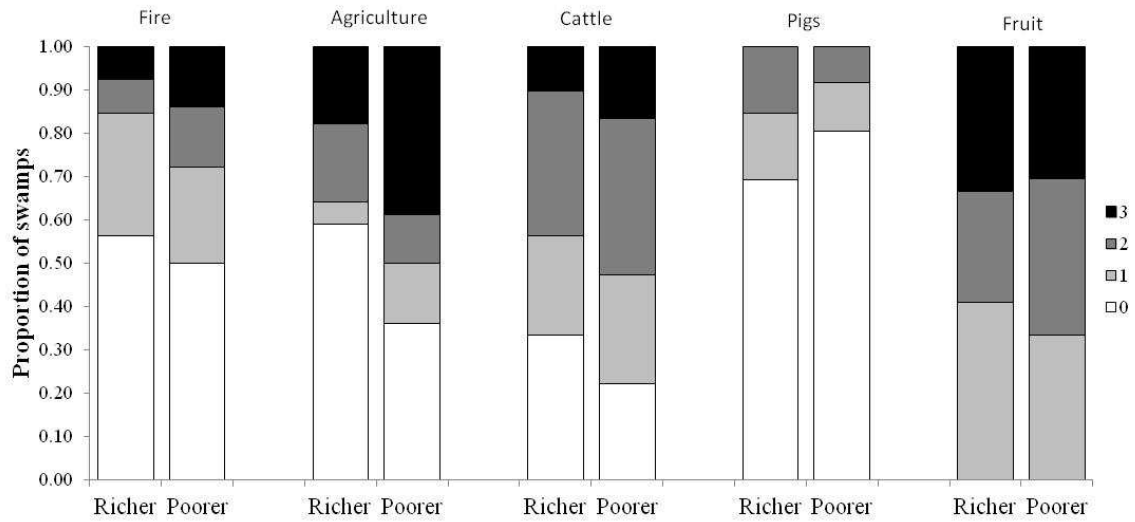


FIGURE 7

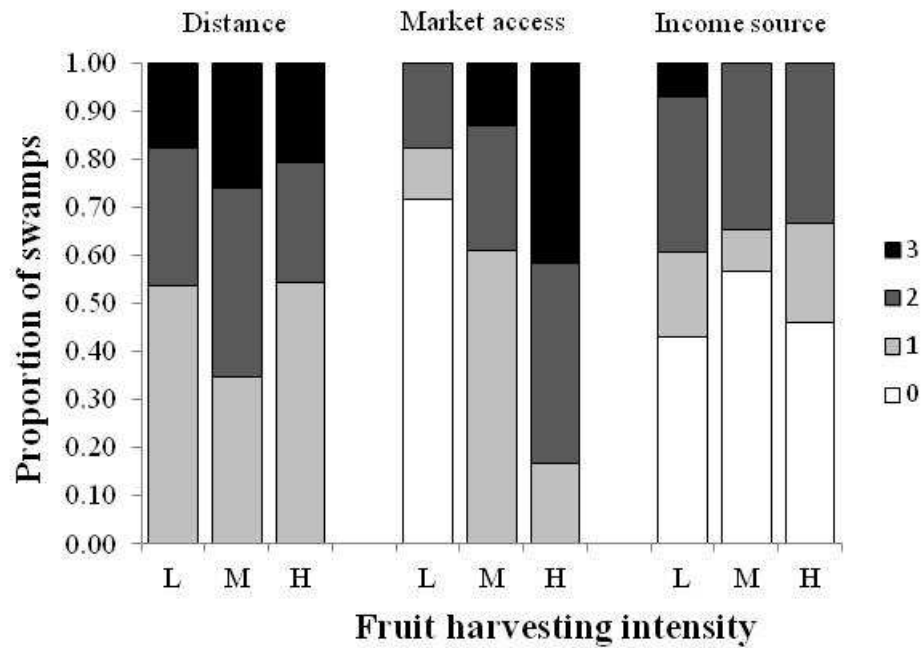


FIGURE LEGENDS:

Fig. 1 Location of 75 swamp forests sampled in five regions of the central Brazil.

Fig. 2 Frequency distribution of swamp forests ($n = 75$) subject to different types and intensity of uses. Fire frequency from 0 (> 15 years without fire) to 3 (fire every 2 or 3 years); intensity of agriculture from 0 (absent) to 3 (occurs in a large swamp forest area); cattle raising intensity from 0 (absent) to 3 (> 10 cattle use all the swamp forest); pig raising from 0 (absent) to 2 (roaming pigs inside of the swamp forest) and; fruits harvesting intensity from 1 (lowest) to 3 (highest), according to Table 1.

Fig. 3 Percentage of concurrent multiple uses of swamp forest ($n = 75$) by local people for buriti fruits harvesting, cattle raising, slash-and-burn agriculture and pig farming.

Fig. 4 Frequency distribution of households ($n = 75$) in different categories of: distance to swamp forests from 1 (nearest) to 3 (farthest); access to fruit marketing from 0 (no sale) to 3 (higher access); type of user, 1 (only users from the interviewed household) or 2 (multiple users) and; income source from 0 (slash-and-burn and NTFP), to 3 (mechanized agriculture on large farm), according to Table 1.

Fig. 5 First and second axis of the Correspondence Analysis (48% of accumulated inertia), showing the swamp forests in five regions (black circles = South of Piauí; white circles = Northeast of Tocantins; black square = West of Bahia; white squares = East of Tocantins;

triangles = North of Minas Gerais). The variables (asterisk) were the type and intensity of swamp use for agriculture, market access, type of user, main income source, fruit harvesting, distance from household to swamp forest, cattle raising, pigs farming and fire frequency.

Fig. 6 Frequency distribution of swamp forests use by higher income households, where the income comes from employment or from managing small to large productive farms (richer); and by lower income households, where the income are based on subsistence activities as slash-and-burning agriculture or NTFP harvesting (poorer). The fire frequency categories ranged from 0 (> 15 years without fire) to 3 (fire every 2 or 3 years); intensity of agriculture from 0 (absent) to 3 (occurs in a large swamp forest area); cattle raising intensity from 0 (absent) to 3 (> 10 cattle use all the swamp forest); pig raising from 0 (absent) to 2 (roaming pigs inside of the swamp forest) and; fruits harvesting intensity from 1 (lowest) to 3 (highest), according to Table 1.

Fig. 7 Frequency distribution of swamp forests used by three groups of buriti fruits harvesters: (L) low-intensity of harvesting (no commercialization); (M) moderate-intensity of harvesting (commercialization of less than 100 kg of pulp per year); and (H) high intensity of harvesting (commercialization of more than 100 kg of pulp per year). The distance to swamp forests categories ranged from 1 (nearest) to 3 (farthest); access to fruit market from 0 (no sale) to 3 (higher access) and; main income source from 0 (slash-and-burn and NTFP) to 3 (large farmer), according to Table 1.

Table 1 Description of variables collected in 75 swamp forests in central Brazil.

	Variable	Intensity rating	Description
Type and intensity of swamp forest use	Agriculture	0	never happened
		1	was practiced in the past, but not currently
		2	slash-and-burn in a small area of the swamp forest
		3	occurs in most of the swamp forest area
	Cattle raising	0	absent
		1	less than 10 cattle head use the swamp forest
		2	more than 10 cattle head, but in a small area of the swamp
	Pig farming	3	more than 10 cattle head use all the swamp
		0	absent
		1	fenced pig farming in the swamp forest
	Buriti fruit harvesting	2	roaming pigs in the swamp forest
		1	low harvesting intensity, no commercialization
2		low commercialization (<100 kg of pulp per year)	
Fire	3	high commercialization (>100 kg of pulp per year)	
	0	more than 15 years without fire	
	1	occasional (every 6 to 14 years)	
	2	every 4 or 5 years	
Socioeconomic conditions	Facility of market access	3	every 2 or 3 years
		0	buriti products are not sold
		1	buriti products are carried to the market with great difficulty
		2	buriti products are carried to the market easily
	Main income source	3	purchasers come to buy at the household
		1	slash-and-burn agriculture or NTFP harvesting
		2	salary (pensions, rural jobs, etc)
		3	cattle or mechanized agriculture in a small farm (<100 ha)
	Distance	4	cattle or mechanized agriculture in a large farm (>100 ha)
		1	<500 m from swamp forest to the interviewed household
		2	500 to 1,000 m from the interviewed household
	Type of user	3	>1,000 m from the interviewed household
1		landowners and/or people from the interviewed household	
	2	multiple users, including people from other farms/households	

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo traz uma avaliação de impactos de atividades de extrativismo de frutos de buriti, uma importante palmeira da América do Sul. Além disso, análises de sustentabilidade ecológica do extrativismo de PFM similares a esta são escassas para espécies do domínio do Cerrado, apesar do grande potencial de uso sustentável da sua biodiversidade. As escalas espaciais e temporais utilizadas neste estudo são raras na literatura especializada em ecologia de populações de plantas. Este trabalho também é inovador ao avaliar simultaneamente vários fatores socioeconômicos que influenciam os múltiplos usos da vegetação por comunidades rurais.

Três principais lacunas no conhecimento ainda precisam ser preenchidas para compreender melhor os resultados aqui obtidos:

1 - Apesar de vários estudos de fenologia reprodutiva do buriti terem sido realizados, todos os dados disponíveis foram coletados em curto prazo (um ou dois anos). Portanto, não há informações suficientes para determinar com precisão a frequência temporal de ocorrência dos eventos reprodutivos, tanto em indivíduos, quanto em populações. Um estudo fenológico, em longo prazo e em larga escala, poderá contribuir também para entender melhor os fatores (climáticos, biológicos ou intrínsecos) que causam a variação interanual e a variação latitudinal na reprodução. Essas informações são importantes para melhorar a precisão da simulação dos efeitos do extrativismo de frutos e para que os extrativistas possam ter previsões mais acuradas da época de ocorrência das safras. Esta informação poderá contribuir para o melhor planejamento e o controle das atividades de coleta.

2 - Investigar as regras de acesso e de uso dos brejos estabelecidas entre extrativistas e proprietários das terras contribuirá para avaliar com maior confiança as implicações para a sustentabilidade social, econômica e ecológica do atual sistema de coleta de frutos do buriti;

3 - Avaliar os impactos do extrativismo de frutos para a assembleia de frugívoros que utilizam este recurso será fundamental para estimar os impactos ecossistêmicos das atividades de extrativismo. Além disso, esta informação será importante para determinar com maior confiabilidade a sustentabilidade ecológica do extrativismo de frutos, já que a coleta de frutos, em longo prazo, pode contribuir para a redução das populações de animais dispersores das sementes de buriti;

4 - Avaliar os impactos ecossistêmicos das queimadas, das roças de coivara e das criações de animais domésticos no interior dos brejos, para avaliar a sustentabilidade ecológica destas atividades econômicas.

Apesar destas lacunas, os resultados deste trabalho demonstram claramente que é possível a geração de renda por comunidades rurais por meio do extrativismo de frutos de buriti, sem que haja a sobreexploração das plantas manejadas. A coleta de frutos de buriti pode ser sustentável mesmo considerando o impacto de outras fontes de perturbação provocadas pelos próprios extrativistas nas suas atividades econômicas primárias, como as queimadas no interior dos brejos utilizadas para a renovação das pastagens.