

Regeneração lenhosa em pastagem abandonada em área de floresta estacional decidual

Woody regeneration in an abandoned pasture in a deciduous seasonal forest

Helen Carla Belan¹
belanhc@gmail.com

Marcela Saldanha Pires¹
marcelapires14@yahoo.com.br

André R. Terra Nascimento¹
arnterra@gmail.com

Resumo

A regeneração natural em áreas de pastagem pode ser um processo muito lento, devido às diversas barreiras impostas por esse tipo de ambiente. Com o objetivo de investigar o potencial de regeneração natural das espécies lenhosas de uma área de pastagem abandonada, originalmente coberta por Floresta Estacional Decidual, buscou-se investigar os padrões florísticos da regeneração, delimitando dois microambientes: um abaixo da copa de árvores remanescentes isoladas e outro fora da projeção dessas mesmas copas. Em cada uma das 20 árvores remanescentes selecionadas, foram instaladas quatro parcelas de 4 m², sendo duas em cada microambiente. Nessas parcelas, foram inventariados todos os indivíduos lenhosos acima de 15 cm de altura e abaixo de 5 cm de diâmetro à altura do peito. No total, foram encontrados 245 indivíduos (224 abaixo da copa das árvores e 21 fora da copa), distribuídos em 51 espécies, 42 gêneros e 22 famílias botânicas. Os resultados apontam um grande potencial de regeneração para a área estudada, assim como corroboram com pesquisas que apontam o efeito facilitador de árvores remanescentes isoladas em pastagens.

Palavras-chave: espécies arbóreas, facilitação, restauração, árvores remanescentes.

Abstract

The natural regeneration on pastures might be a quite slow process, due to many ecological barriers imposed by such environment. This study aimed at investigating the natural regeneration of woody species on an abandoned pasture, previously covered by Deciduous Seasonal Forest. For this purpose, we investigated the floristic patterns of regeneration by delimitating two environments: below tree canopies and outside canopies of remnant trees. Under twenty selected trees, we set four 4 m² plots per tree, being two plots under canopy and two plots outside it. We surveyed inside each plot all the woody individuals from 15 cm height and under 5 cm diameter at breast height. We found 245 individuals (224 below trees canopies and 21 outside them), distributed in 51 species, 42 genera and 22 botany families. Results point out to a huge regeneration potential for the studied area, as well as corroborate studies that indicate the facilitator effect of isolated remnant trees in pastures.

Keywords: tree species, facilitation, restoration, remnant trees.

¹ Universidade Federal de Uberlândia. Campus Umuarama, Laboratório de Restauração Ecológica (LARE). Rua Ceará, s/n, Bloco 2D, 38400-902, Uberlândia, MG, Brasil.

Introdução

A regeneração natural é um processo dinâmico, que pode variar no tempo e no espaço, participando do ciclo de desenvolvimento de florestas. Esse processo se inicia quando a fase madura da floresta, representada pelo dossel fechado, sofre alterações na sua estrutura e composição (Richards, 1996). Os potenciais indivíduos que vão recompor a comunidade após esse tipo de distúrbio podem ser advindos de três principais fontes: banco de sementes, chuva de sementes, ou, ainda, de plântulas pré-existentes ou rebrotas de tocos e raízes (Martínez-Ramos, 1994).

O banco de sementes do solo é formado por unidades dormentes que já estavam no local antes da perturbação. Dentre essas, as espécies pioneiras têm sua dormência quebrada por mudanças de temperatura e/ou luminosidade causadas pela abertura do dossel e, normalmente, são as primeiras espécies a germinarem. Por outro lado, a chuva de sementes é representada por sementes que chegam ao local a partir de árvores matrizes próximas (Martínez-Ramos, 1994). A intensidade dessa chegada é dependente da distância da fonte de propágulos, da composição florística remanescente e da capacidade de dispersão de cada espécie (Guevara *et al.*, 1998). Ainda como alternativa para o reestabelecimento da vegetação, as plântulas que conseguiram sobreviver à perturbação podem, dependendo da idade e das condições ambientais, substituir as árvores perdidas (Holl *et al.*, 2000). Além disso, muitas dessas árvores também possuem a capacidade de gerar novos indivíduos de forma vegetativa, fato que auxilia na recomposição do ambiente (Martínez-Ramos, 1994; Vesik e Westoby, 2004).

Apesar de a regeneração ser um processo natural na manutenção de ambientes preservados, a colonização de áreas abertas pode ser um processo muito lento, devido às diversas barreiras impostas por esse ambiente ao processo de regeneração natural. Podemos citar como exemplo de áreas severamente degradadas, dependendo da intensidade e duração da perturbação, as áreas utilizadas como pastagem para gado (Uhl *et al.*, 1988; Rocha *et al.*, 2016). A transformação de ambientes naturais em áreas de pastagem pode destruir o banco de sementes, dificultar a chegada de novos propágulos, causar a dessecação de sementes e plântulas, devido às altas temperaturas e à baixa umidade, e ainda impedir o estabelecimento de novos indivíduos pela forte competição com gramíneas exóticas invasoras (Nepstad *et al.*, 1990; Holl, 1999; Holl *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2005).

Somado às barreiras ecológicas, temos um cenário mundial em que cada vez mais ambientes naturais têm sido convertidos em áreas urbanas ou economicamente produtivas, como pastagens e monoculturas. Essa degradação causa uma perda considerável da biodiversidade e prejudica os serviços ecossistêmicos (Holl, 1999). Com essa visão, muitos pesquisadores têm concentrado esfor-

ços para entender os processos atuantes nessas áreas e avaliar técnicas de restauração que acelerem e/ou auxiliem a regeneração natural no local afetado (Durigan *et al.*, 1998; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Vieira e Scariot, 2006). Esses estudos apontam o efeito positivo do sombreamento obtido por árvores remanescentes, sob o estabelecimento e a sobrevivência de plântulas em áreas abertas, visto que nessas condições ocorre uma amenização térmica e maior retenção hídrica (Soliveres *et al.*, 2011; Jankju, 2013). Assim, os indivíduos jovens podem se desenvolver em um microclima mais favorável do que o encontrado em áreas abertas (Niering *et al.*, 1963; McLaren e McDonald, 2003; Padilla e Pugnaire, 2006).

Porém, em ambientes de Floresta Estacional Decidual (FED), caracterizados por apresentar diversos meses de severa ou absoluta seca (Mooney *et al.*, 1995), o processo de regeneração natural exibe ainda certas particularidades (Vieira e Scariot, 2006). Como desvantagem, a alta variação de pluviosidade e os frequentes períodos de seca, mesmo durante a estação chuvosa, são importantes causadores de mortalidade de sementes e plântulas (Vieira e Scariot, 2006; Vieira *et al.*, 2008). Assim, áreas com maior abertura de dossel (como as clareiras), que poderiam estimular o desenvolvimento de espécies dependentes de luz, acabam por reduzir a sobrevivência dessas plântulas devido a temperaturas extremas e baixa umidade (Vieira e Scariot, 2006).

Entretanto, quando se trata de áreas degradadas a alteradas, algumas características de FED podem significar vantagens na recuperação do ambiente em relação às florestas tropicais úmidas. A composição florística de FEDs possui um número relativamente alto de espécies arbóreas com sementes pequenas, com baixo teor de água e que são dispersas pelo vento (Gentry, 1995; Vieira e Scariot, 2006). As sementes pequenas e secas são menos susceptíveis a dessecação e as espécies anemocóricas não têm sua dispersão afetada pela fragmentação do ambiente, podendo chegar a áreas abertas com maior facilidade que espécies zoocóricas (Gillespie, 1999).

Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo investigar o processo de regeneração natural da vegetação lenhosa em uma área de pastagem abandonada, originalmente coberta por Floresta Estacional Decidual, no Parque Estadual do Pau Furado, região do Triângulo Mineiro, no estado de Minas Gerais, Brasil. Para tanto, buscou-se investigar os padrões florísticos e estruturais da regeneração natural abaixo e fora da copa de árvores remanescentes isoladas na pastagem.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Estadual do Pau Furado (PEPF) (48°10'2,71''W e 18°49'43,80''S) situa-

do entre os municípios de Araguari e Uberlândia (MG), Brasil (Figura 1). Para a instalação do Parque, foram adquiridas dezessete propriedades particulares. Esse histórico de criação torna o Parque um mosaico de paisagens que inclui florestas primárias (Zona de Proteção), secundárias e pastagens (Zona de Recuperação). Hoje, o PEPF possui uma área de 2.186,84 hectares, compreendendo diversas fitofisionomias, como florestas de galeria, ciliar, estacional decidual e semidecidual, cerrado e cerrado *sensu stricto* (IEF, 2014). O clima da região é do tipo “Aw”, com base nos critérios definidos por Köppen (Alvares *et al.*, 2013), ou seja, do tipo Tropical, com seca de inverno, temperatura média anual de 24°C e pluviosidade anual de 1500 mm.

Para este estudo, foi selecionada uma antiga área de pastagem, sem uso desde 2007, que atualmente pertence aos limites do Parque e está localizada próxima à sua sede, a uma altitude média de 790 m. A pastagem abandonada possui aproximadamente 10 hectares, e contem árvores remanescentes isoladas que foram deixadas pelos antigos proprietários para servir de descanso para o gado (Figura 1). Após a criação do Parque, a área foi desativada e a vegetação se encontra em processo de regeneração natural.

Árvores remanescentes

Para realizar a coleta dos dados, foi efetuada uma busca ativa por vinte árvores remanescentes isoladas na área de estudo. Para tanto, as árvores deveriam se enquadrar em alguns pré-requisitos estabelecidos. Primeiramente, a árvore escolhida deveria apresentar a copa isolada de qualquer outra árvore ou fragmento florestal, para garantir a independência do indivíduo e assegurar espaço suficiente para a alocação das parcelas fora da copa, sem a interferência de sombreamento por outro indivíduo arbóreo (Figuras 2a e 2b). Outro critério utilizado foi o tamanho da copa da árvore, que deveria apresentar tamanho suficiente para a instalação de duas parcelas de 4 m² (Figura 2c). As árvores selecionadas foram identificadas em nível de espécie e suas medidas de altura e área da copa foram tomadas.

Regeneração natural

Em cada árvore selecionada foram instaladas quatro parcelas 2 m x 2 m (4 m²), sendo duas delas localizadas próximas ao tronco (abaixo da copa) e duas delas a 4 m de distância da borda da copa (em área aberta, sem influência

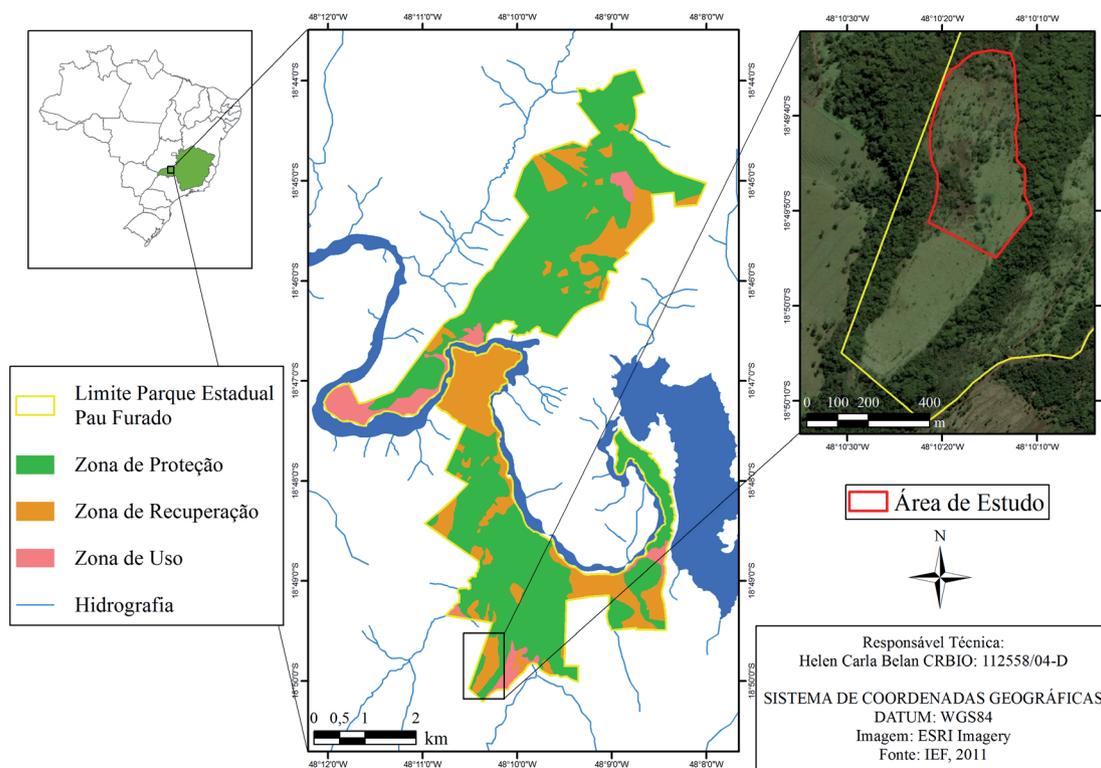


Figura 1. Localização da área de estudo no Parque Estadual do Pau Furado, localizado entre os municípios de Uberlândia e Araguari (MG), sudeste do Brasil.

Figure 1. Location of the study area in the Pau Furado State Park, located between the municipalities of Uberlândia and Araguari (MG), southeastern Brazil.

da copa de árvores vizinhas). Assim, formam-se dois grupos de parcelas, denominados de “copa” e “fora”. As parcelas foram posicionadas em linha reta a partir do tronco, seguindo o sentido leste-oeste (Figura 2c).

As coletas foram realizadas entre os meses de março e maio de 2014. Em cada parcela foram inventariados todos os indivíduos regenerantes lenhosos maiores de 15 cm de altura e com até 5 cm de diâmetro à altura do peito (DAP). Plantas com DAP maior que 5 cm foram considerados adultas, segundo critério usado por Felfili *et al.* (2005), e não foram incluídas na amostragem. Os indivíduos amostrados foram coletados e herborizados no Laboratório de Restauração Ecológica (LARE) do Instituto de Biologia (UFU), para identificação em gêneros e famílias botânicas por meio de consulta a bibliografia específica (Lorenzi, 2008, 2009a, 2009b; Souza e Lorenzi, 2012) e envio para especialistas.

Análise de dados

Para os dados de altura e área de copa das árvores remanescentes, foram calculados a média e o desvio-padrão.

A síndrome de dispersão para cada espécie inventariada foi obtida de trabalhos anteriormente realizados em Floresta Estacional Decidual, em livros de identificação (Carvalho, 2003) e em observações de campo. A identificação botânica foi baseada no sistema de classificação APG III, segundo Chase e Reveal (2009). A grafia correta dos nomes científicos, assim como dos autores, foi verificada nos sites Lista de Espécies da Flora do Brasil (2017) e Missouri Botanical Garden (Tropicos.org, 2017).

A eficiência da amostragem foi verificada pela curva de acumulação de espécies pelo método da rarefação com 1000 aleatorizações (Coleman, 1981). Para estimar a riqueza de espécies foi usado o estimador de primeira ordem Jackknife 1 (Colwell e Coddington, 1994). As análises foram geradas com base na matriz de dados de densidade em cada árvore amostrada para cada grupo de parcelas utilizando o software EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013).

Para avaliar a regeneração natural foram usados os valores de densidade e frequência relativas para cada espécie em cada grupo de parcelas (abaixo e fora da copa). A partir desses valores, foi calculado o índice de regeneração natural

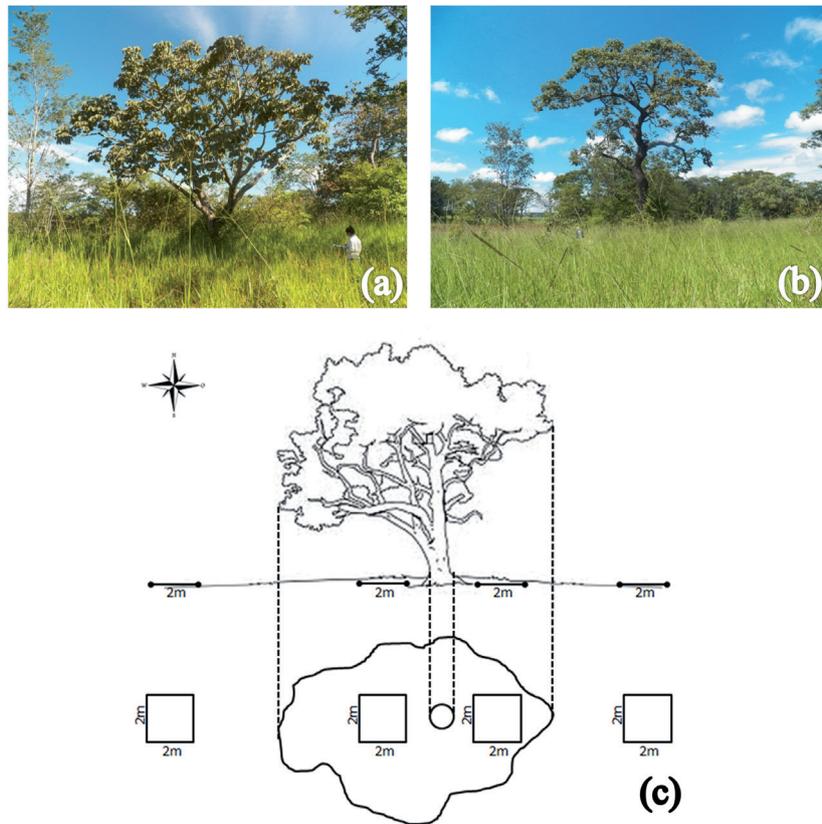


Figura 2. Exemplos de duas árvores selecionadas para o estudo, ambas da espécie *Pseudobombax tomentosum* (MART.) A. ROBYNS (a) e (b). Esquema do posicionamento das parcelas abaixo e fora da área de copa das árvores remanescentes em pastagem abandonada (c) do sudeste do Brasil.

Figure 2. Examples of two trees selected for the study, both of the species *Pseudobombax tomentosum* (MART.) A. ROBYNS (a) and (b). Design of plot positioning under and outside the canopy of the remnant trees in an abandoned pasture (c) in southeastern Brazil.

total (RNT) para avaliar a importância relativa de cada espécie para a regeneração da área estudada (Volpato, 1994; Silva *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2014), conforme a equação a seguir:

$$RNT_i = (DR_i + FR_i)/2$$

onde, RNT_i = índice de regeneração natural total da espécie i , DR_i = densidade relativa da espécie i , FR_i = frequência relativa da espécie i .

Resultados

Árvores remanescentes

As vinte árvores remanescentes selecionadas pertencem a oito espécies lenhosas, distribuídas em seis gêneros e seis famílias (Tabela 1). A espécie mais importante, em relação ao número de indivíduos, foi *Pseudobombax tomentosum* (MART.) A. ROBYNS, representada por cinco árvores, seguida de *Handroanthus impetiginosus* (MART. EX DC.) MATTOS, *Tabebuia aurea* (SILVA MANSO) BENTH. & HOOK.F. EX S.MOORE, e *Terminalia glabrescens* MART., representadas por três indivíduos cada. Quanto às famílias, Bignoniaceae se destacou no levantamento apresentando três espécies e sete indivíduos, seguida por Malvaceae, com duas espécies e sete indivíduos. Em relação à morfometria, as árvores remanescentes apresentaram altura média de $9,6 \pm 2,5$ m e área de copa média de $106,5 \pm 47,6$ m². Observações em campo na estação seca mostraram que apenas *Terminalia glabrescens* manteve suas folhas durante todo o ano, sendo considerada perene (Tabela 1).

Regeneração natural

Foram levantados 245 indivíduos lenhosos em regeneração natural, nos dois microambientes (grupos de parce-

las) amostrados. Esses indivíduos foram distribuídos em 51 espécies, 42 gêneros e 22 famílias botânicas. As famílias mais importantes quanto à riqueza florística foram Fabaceae (oito gêneros e nove espécies), Myrtaceae (cinco gêneros e sete espécies), Rubiaceae (quatro gêneros e seis espécies), Malvaceae (quatro gêneros e cinco espécies) e Bignoniaceae (três gêneros e cinco espécies). Essas cinco famílias possuem juntas 62,7% do total de espécies (Figura 3). Das 22 famílias, 15 (68,2%) foram representadas por apenas um gênero e 14 (63,6%) por somente uma espécie. Quanto aos gêneros, destacam-se pela sua riqueza: *Handroanthus*, com três espécies, seguido dos gêneros *Aspidosperma*, *Bauhinia*, *Campomanesia*, *Cordia*, *Guettarda*, *Luehea* e *Myrcia*, com duas espécies cada. Os outros 34 gêneros (80,9%) apresentaram apenas uma espécie.

A estimativa de riqueza indica que 69,2% das espécies abaixo da copa e 61,4% das espécies fora da copa das árvores remanescentes foram amostradas (Figura 4). Apesar das curvas não atingirem uma assíntota, a estimativa aponta que, abaixo da copa das árvores, a riqueza de espécies é 4,8 vezes maior que nas áreas abertas da pastagem.

Quanto às estimativas de regeneração natural, para as parcelas abaixo da copa das árvores, as espécies que apresentaram os maiores valores de RNT (índice de regeneração natural total) foram *Campomanesia velutina*, *Myracrodruon urundeuva*, *Jacaranda cuspidifolia*, *Anadenanthera colubrina*, *Psidium oligospermum* e *Luehea paniculata* (Tabela 2). Para as parcelas fora da copa, a única espécie que se destacou foi *Senna* sp., as outras oito espécies apresentaram apenas um indivíduo cada (Tabela 2).

Dos 245 indivíduos amostrados na área de estudo, 224 foram encontrados nas parcelas abaixo da copa das árvores, apresentando uma densidade de $1,4 \pm 1,2$ indivíduos/m², e somente 21 foram encontrados nas parcelas fora da copa ($0,13 \pm 0,17$ indivíduos/m²). A riqueza de espécies também foi maior abaixo da copa das árvores, que apresentou uma média de

Tabela 1. Árvores remanescentes selecionadas na área de estudo no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia (MG), sudeste do Brasil.
Table 1. Remnant trees selected in the study area at Pau Furado State Park, Uberlândia (MG), southeastern Brazil.

| Família | Espécie | Deciduidade | Nº de árvores |
|--------------|---|-------------|---------------|
| Malvaceae | <i>Pseudobombax tomentosum</i> (MART.) A. ROBYNS | caducifólia | 5 |
| Bignoniaceae | <i>Handroanthus impetiginosus</i> (MART. EX DC.) MATTOS | caducifólia | 3 |
| Bignoniaceae | <i>Tabebuia aurea</i> (SILVA MANSO) BENTH. & HOOK.F. EX S.MOORE | caducifólia | 3 |
| Combretaceae | <i>Terminalia glabrescens</i> MART. | perene | 3 |
| Fabaceae | <i>Anadenanthera colubrina</i> (VELL.) BRENAN | caducifólia | 2 |
| Malvaceae | <i>Pseudobombax longiflorum</i> (MART.) A. ROBYNS | caducifólia | 2 |
| Bignoniaceae | <i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.GENTRY) S.GROSE | caducifólia | 1 |
| Vochysiaceae | <i>Qualea grandiflora</i> MART. | caducifólia | 1 |

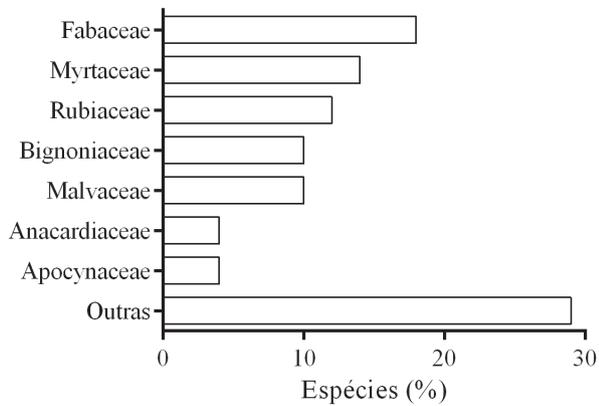


Figura 3. Porcentagem de espécies lenhosas por família botânica encontrada em uma pastagem abandonada no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia (MG), sudeste do Brasil.

Figure 3. Percentage of woody species per botanical family found in an abandoned pasture in Pau Furado State Park, Uberlândia (MG), southeastern Brazil.

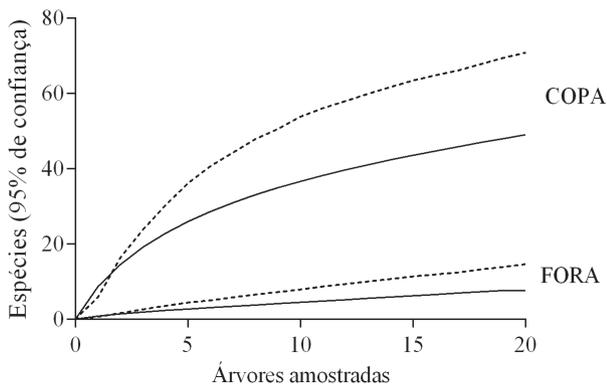


Figura 4. Curva de acumulação de espécies pelo método de rarefação (linha sólida) e estimativa de riqueza de espécies (linha tracejada) para as parcelas abaixo (COPA) e fora (FORA) da copa de árvores remanescentes em uma pastagem abandonada, Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia (MG), sudeste do Brasil.

Figure 4. Curve of accumulation of species by rarefaction method (solid line) and species richness estimate (dashed line) for the plots under (COPA) and outside (FORA) the canopy of remnant trees in an abandoned pasture, Pau Furado State Park, Uberlândia (MG), southeastern Brazil.

$6,20 \pm 3,9$ espécies/árvore, enquanto fora da copa foram encontradas $0,70 \pm 0,8$ espécies/árvore. No total, também foram observadas diferenças florísticas nos dois ambientes amostrados. Nas parcelas abaixo da copa das árvores foram encontradas 49 espécies, e apenas nove foram registradas nas parcelas fora da copa, sendo que, dessas nove, duas não foram encontradas nas parcelas abaixo da copa (*Eriotheca gracilipes* e *Mimosa tenuiflora*) (Tabela 2).

Quanto às síndromes de dispersão, nas parcelas abaixo da copa houve uma predominância de espécies zoocóricas,

com 23 espécies (46,94%), seguidas por anemocóricas, com 19 espécies (38,77%) e autocóricas, com sete espécies (14,28%). Nas parcelas fora da copa, não houve diferença entre as síndromes de dispersão, sendo que cada uma apresentou três espécies (33,3%) (Figura 5).

Discussão

Dentre as árvores remanescentes amostradas, a espécie *Pseudobombax tomentosum* foi a mais frequente (cinco das vinte árvores). Essa espécie é decídua, apresenta uma distribuição notoriamente agrupada e pode ser polinizada por morcegos e mamíferos de médio porte (Gribel, 1988). Além de atrair os animais pela síndrome de polinização, as árvores dessa e das outras espécies funcionam como poleiros para as aves e outros animais voadores que buscam cruzar a matriz de pastagem e utilizam essas árvores como descanso e/ou fonte de alimento. Nessas paradas, os animais frugívoros depositam sementes providas do remanescente florestal e potencializam a chuva de sementes logo abaixo da copa dessas árvores remanescentes (Guevara *et al.*, 1998; 2004; Padilla e Pugnaire, 2006; Laborde *et al.*, 2008). Essa atração de dispersores é um fator importante na recuperação de áreas degradadas, pois esses ambientes reduzem a chegada de propágulos, limitando a regeneração natural em áreas abertas (Uhl *et al.*, 1988; Nepstad *et al.*, 1990; Holl, 1999; Holl *et al.*, 2000).

Um indicativo de que as árvores remanescentes em ambientes de pastagem estão realmente atraindo esses dispersores é a predominância de espécies zoocóricas nas parcelas abaixo da copa, como também demonstrado em outros estudos realizados em pastagens abandonadas (Guevara *et al.*,

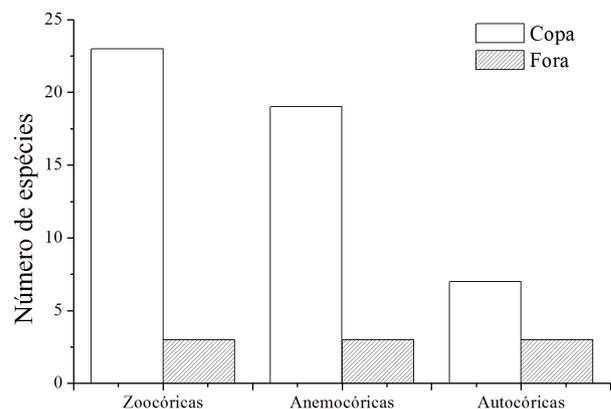


Figura 5. Síndromes de dispersão das espécies lenhosas amostradas nas parcelas abaixo e fora da copa de árvores remanescentes em uma pastagem abandonada, Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia (MG), sudeste do Brasil.

Figure 5. Dispersal syndromes of woody species sampled in plots under and outside the canopy of remnant trees in an abandoned pasture, Pau Furado State Park, Uberlândia (MG), southeastern Brazil.

Tabela 2. Parâmetros estruturais da regeneração natural das espécies lenhosas em pastagem abandonada no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia (MG), sudeste do Brasil. COPA: valores encontrados nas parcelas abaixo da copa das árvores remanescentes. FORA: valores encontrados nas parcelas fora da copa das árvores remanescentes. DR: Densidade relativa (%), FR: Frequência relativa (%) e RNT: Índice de regeneração natural (%). Obs.: As espécies estão organizadas em ordem decrescente dos valores de RNT encontrados nas parcelas abaixo da copa (COPA).

Table 2. Structural parameters of woody species' natural regeneration in abandoned pasture in the Pau Furado State Park, Uberlândia (MG), southeastern Brazil. COPA: values found in the plots under the remnant tree canopies. FORA: values found in the plots outside the remnant tree canopies. DR: Relative density (%), FR: Relative frequency (%) and RNT: Natural regeneration index (%). Note: Species are organized in descending order of RNT values found in the plots under the canopy (COPA).

| Espécie | COPA | | | FORA | | |
|--|-------|------|-------|-------|-------|-------|
| | DR | FR | RNT | DR | FR | RNT |
| <i>Campomanesia velutina</i> (CAMBESS.) O.BERG. | 16,96 | 5,74 | 11,35 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i> ALLEMÃO | 10,27 | 9,02 | 9,64 | 4,76 | 7,14 | 5,95 |
| <i>Jacaranda cuspidifolia</i> MART. | 5,80 | 6,56 | 6,18 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> (VELL.) BRENNAN | 4,46 | 4,92 | 4,69 | 4,76 | 7,14 | 5,95 |
| <i>Psidium oligospermum</i> MART. EX. DC. | 7,14 | 1,64 | 4,39 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Luehea paniculata</i> MART. & ZUCC. | 3,13 | 4,92 | 4,02 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Aspidosperma subincanum</i> MART. | 3,57 | 3,28 | 3,43 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Luehea candicans</i> MART. & ZUCC | 3,57 | 3,28 | 3,43 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Bauhinia rufa</i> (BONG.) STEUD. | 2,68 | 4,10 | 3,39 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Senna</i> sp. | 3,13 | 3,28 | 3,20 | 61,90 | 42,86 | 52,38 |
| <i>Cordia sessilis</i> (VELL.) KUNTZE | 3,13 | 2,46 | 2,79 | 4,76 | 7,14 | 5,95 |
| <i>Calliandra</i> sp. | 2,68 | 2,46 | 2,57 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Casearia rupestris</i> EICHLER | 1,79 | 3,28 | 2,53 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Terminalia glabrescens</i> MART. | 2,23 | 2,46 | 2,35 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Aloysia virgata</i> (RUIZ & PAV.) JUSS. | 1,79 | 2,46 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Aspidosperma cuspa</i> (KUNTH.) S.F. BLAKE EX PITTIER | 1,79 | 2,46 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Dilodendron bipinatum</i> RADLK. | 1,79 | 2,46 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Guettarda virbunoides</i> CHAM. & SCHLTDL. | 1,79 | 2,46 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Cestrum</i> sp. | 1,34 | 2,46 | 1,90 | 4,76 | 7,14 | 5,95 |
| <i>Diplusodon virgatus</i> POHL | 1,79 | 1,64 | 1,71 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Platypodium elegans</i> VOGEL | 1,79 | 1,64 | 1,71 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Myrcia splendens</i> (SW.) DC. | 1,34 | 1,64 | 1,49 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.GENTRY) S.GROSE | 1,79 | 0,82 | 1,30 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Bauhinia unguolata</i> L. | 0,89 | 1,64 | 1,27 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Chomelia pohliana</i> MÜLL. ARG. | 0,89 | 1,64 | 1,27 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Rhamnidium elaeocarpum</i> REISSEK. | 0,89 | 1,64 | 1,27 | 4,76 | 7,14 | 5,95 |
| <i>Sterculia striata</i> A.ST.-HIL. & NAUDIN | 0,89 | 1,64 | 1,27 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Erythroxylum myrsinites</i> MART. | 0,89 | 0,82 | 0,86 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Handroanthus chrysotrichus</i> (MART. EX DC.) MATTOS | 0,89 | 0,82 | 0,86 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Annona sylvatica</i> A.ST.-HIL. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> SCHOTT | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (KUNTH) O. BERG. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Campomanesia pubescens</i> (DC.) O.BERG. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Celtis iguanaea</i> (JACQ.) SARG. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |

Tabela 2. Continuação.
Table 2. Continuation.

| Espécie | COPA | | | FORA | | |
|---|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | DR | FR | RNT | DR | FR | RNT |
| <i>Chromolaena</i> sp. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 4,76 | 7,14 | 5,95 |
| <i>Chrysophyllum marginatum</i> (HOOK. & ARN.) RADLK | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Cordia trichotoma</i> (VELL.) ARRÁB. EX STEUD | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Cordia</i> sp. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Eugenia involucreta</i> DC. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Guettarda pohliana</i> MÜLL. ARG. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> (MART. EX DC.) MATTOS | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Helicteres brevispira</i> A.ST.-HIL. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Machaerium aculeatum</i> RADDI | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Myrcia tomentosa</i> (AUBL.) DC. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) ENGL. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Simira viridiflora</i> (ALLEMÃO & SALDANHA) STEYERM. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Sweetia fruticosa</i> SPRENG. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Tabebuia roseoalba</i> (RIDL.) SANDWICH | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Tibouchina barbiger</i> (MAUDIN) BAILL. | 0,45 | 0,82 | 0,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Eriotheca gracilipes</i> (K.SCHUM.) A. ROBYNS | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 4,76 | 7,14 | 5,95 |
| <i>Mimosa tenuiflora</i> (WILLD.) POIR. | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 4,76 | 7,14 | 5,95 |
| TOTAL | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |

1992; Guevara *et al.*, 2005). Porém, nenhuma dominância foi encontrada nas parcelas fora da copa, o que pode ter sido gerado por diversos fatores. Estudos apontam que sementes anemocóricas alcançam ambientes abertos com maior frequência que sementes dispersas por animais (Holl, 1999; Blackham *et al.*, 2013), porém, como a chuva de sementes não foi avaliada, não é possível observar essa predominância, visto que muitas sementes que atingem estas áreas degradadas não germinam ou não conseguem se estabelecer devido às diversas barreiras ambientais impostas.

Somando os dois microambientes avaliados, o número de espécies arbóreas encontrado (51 espécies) é próximo ao encontrado em outros dois estudos realizados no Parque Estadual do Pau Furado, em remanescentes de Floresta Estacional Decidual (Silva, 2011; Silva *et al.*, 2014), que registraram 52 e 53 espécies lenhosas, respectivamente. Porém, é importante ressaltar que esses estudos foram conduzidos em áreas preservadas do Parque, revelando assim, o alto potencial de regeneração natural da pastagem aqui avaliada, que, apesar de sofrer grandes perturbações consegue manter uma alta riqueza de espécies e complexidade. A riqueza de espécies encontrada nesses trabalhos é condizente com os valores esperados para FED, situado entre 50 e 70 espécies (Gentry, 1995).

Apesar de apresentarem semelhante número de espécies, o presente trabalho diferiu dos outros dois trabalhos

citados (Silva, 2011; Silva *et al.*, 2014) em relação à composição florística. No presente trabalho, as famílias que apresentaram maior riqueza foram Fabaceae, Myrtaceae e Rubiaceae, enquanto no estudo de Silva (2011) as famílias que se destacaram, somando-se as duas classes de altura analisadas, foram Fabaceae, Rubiaceae e Meliaceae. Já no levantamento realizado por Silva *et al.* (2014), seguindo os mesmos critérios, destacam-se Fabaceae, Rubiaceae e Bignoniaceae. Quanto às espécies que apresentaram maior estimativa de regeneração natural, apenas *Campomanesia velutina* e *Anadenanthera colubrina* apresentaram uma alta densidade e frequência nos três trabalhos realizados no mesmo Parque. Algumas espécies, como *Tabebuia roseoalba*, *Bauhinia unguolata*, *Celtis iguanaea* e *Aloysia virgata*, que se destacaram nos outros estudos entre as cinco espécies com maiores estimativas de regeneração natural, não se destacaram no presente levantamento, o que pode indicar que estas espécies encontraram dificuldades para se estabelecer nesse local degradado.

Na pastagem avaliada, as espécies que apresentaram maiores valores de RNT foram *Campomanesia velutina*, *Myracrodruon urundeuva*, *Jacaranda cuspidifolia*, *Anadenanthera colubrina* e *Psidium oligospermum*. Dentre essas, *M. urundeuva* (aroeira) e *A. colubrina* (angico-branco) são conhecidas pelo valor comercial de sua madeira.

Devido ao grande potencial de regeneração natural dessas espécies, elas também se destacaram em outros levantamentos realizados em FED, porém podem se tornar invasoras em áreas alteradas (Pariona *et al.*, 2003; Murta *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2014). As espécies *C. velutina* e *P. oligospermum* pertencem à família Myrtaceae, caracterizada pelos frutos carnosos e comestíveis, que são dispersos por diversos animais, como aves e mamíferos (Gressler *et al.*, 2006). Essa dispersão zoocórica pode estar levando a uma distribuição espacial agregada dessas duas espécies, que exibiram uma alta densidade, porém ocorreram com uma frequência baixa nas árvores remanescentes. Para as outras espécies que também se destacaram, *M. urundeuva*, *J. cuspidifolia* e *A. colubrina*, apesar de não serem registradas com uma alta densidade, ocorreram de maneira mais homogênea na área, sendo encontradas abaixo da maioria das árvores remanescentes amostradas. Essa distribuição pode ser evidenciada pelos altos valores de frequência relativa. Como essas espécies são anemocóricas (*M. urundeuva*, *J. cuspidifolia*) e preferencialmente autocóricas (*A. colubrina*), a matriz de pastagem não se torna uma barreira para sua dispersão, visto que seus dispersores são abióticos (Vieira e Scariot, 2006). Observando essas diferenças na frequência e densidade das espécies, evidencia-se a importância de utilizar o índice de regeneração natural total (RNT), que associa esses dois valores, ambos importantes para a caracterização da regeneração natural.

Considerando os dois grupos de parcelas (abaixo e fora da copa das árvores), observamos uma grande diferença entre eles, tanto em densidade quanto em composição florística, demonstrando assim o efeito facilitador das árvores remanescentes ao acelerar o processo de regeneração natural abaixo de suas copas. A densidade encontrada (copa – 1,4 ind/m² e fora – 0,13 ind/m²) é muito próxima aos valores registrados por Guevara *et al.* (1992) em uma pastagem abandonada no México (copa - 1,4 ind/m² e fora – 0,2 ind/m²). Porém, a densidade abaixo da copa ainda é inferior à encontrada em outros estudos que também avaliaram a composição florística abaixo da copa de árvores remanescentes em ambientes abertos (Guevara *et al.*, 2004 – 4,6 ind/m²; Arantes *et al.*, 2014 – 2,48 ind/m²). Apesar dessa variação na densidade de indivíduos, esses estudos, assim como o presente trabalho, apontam uma diferença expressiva na densidade e na riqueza de espécies entre as parcelas abaixo e fora da copa. Um dos fatores que podem explicar essa diferença é a capacidade dessas árvores de amenizar as condições ambientais, como temperatura, umidade e incidência luminosa (Soliveres *et al.*, 2011; Molina-Montenegro *et al.*, 2016), fato esse que reduz uma das principais barreiras à regeneração natural em FEDs, a dessecação de sementes e mudas (Vieira e Scariot, 2006).

Quanto à composição florística, notamos que além da baixa riqueza das parcelas em área aberta (nove espécies), apenas uma espécie do gênero *Senna* apresentou uma den-

sidade considerável (treze indivíduos), já que as outras espécies foram representadas por somente um único indivíduo cada. O gênero *Senna* é composto por espécies de porte arbustivo, e são comumente encontradas como espécies invasoras em pastos, terrenos baldios e plantações de cereais como soja, sorgo e trigo (Corrêa, 1926; Lombardo *et al.*, 2009). Assim, podemos considerar essas espécies mais resistentes a condições ambientais adversas, como as que predominam no ambiente de pastagem estudado.

Com base nos resultados expostos, verificamos que a pastagem abandonada apresentou um grande potencial de regeneração abaixo da copa de árvores remanescentes, tendo uma riqueza de espécies comparável, inclusive, com outros estudos realizados em áreas preservadas de Floresta Estacional Decidual. Comparando os dois ambientes estudados (abaixo e fora da copa de árvores remanescentes), encontramos uma diferença expressiva na densidade e riqueza de indivíduos lenhosos, corroborando com pesquisas que têm apontado que essas árvores facilitam a regeneração em pastagens abandonadas e têm potencial para serem usadas na recuperação de ambientes degradados.

Agradecimentos

À CAPES, pela bolsa de mestrado a primeira autora. Aos funcionários do Parque Estadual do Pau Furado pelo apoio. Aos professores Glein M. Araújo (UFU), Marcos Sobral (UFSJ) e Allisson Rodrigues de Rezende (UFU), pela ajuda nas identificações de material botânico. Aos professores Ana Paula de Oliveira (UFG) e Ernestino de Souza Guarino (EMBRAPA) pelas contribuições feitas a esse trabalho.

Referências

- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, **22**(6):711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ARANTES, C.S.; VALE, V.S.; OLIVEIRA, A.P.; JÚNIOR, J.P.; LOPES, S.F.; SCHIAVINI, I. 2014. Forest species colonizing cerrado open areas: distance and area effects on the nucleation process. *Brazilian Journal of Botany*, **37**(2):143-150.
- BLACKHAM, G.V.; THOMAS, A.; WEBB, E.L.; CORLETT, R.T. 2013. Seed rain into a degraded tropical peatland in Central Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation*, **167**:215-223. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.015>
- CARVALHO, P.E.R. 2003. *Espécies Arbóreas Brasileiras*. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, vol. 1, 1038 p.
- CHASE, M.W.; REVEAL, J.L. 2009. A phylogenetic classification of the land plants to accompany APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **161**(2):122-127. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.01002.x>
- COLEMAN, B.D. 1981. On Randon Placement and Species-Area Relations. *Mathematical Biosciences*, **54**(3-4):191-215. [https://doi.org/10.1016/0025-5564\(81\)90086-9](https://doi.org/10.1016/0025-5564(81)90086-9)
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **345**(1311):101-118.

- <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
COLWELL, R.K. 2013. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Versão 9. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 18/02/2018.
- CORRÊA, M.P. 1926. *Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas*. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura, 747 p.
- DURIGAN, G.; CONTIERI, W.A.; FRANCO, G.A.D.C.; GARRIDO, M.A.O. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de Cerrado em área de pastagem, Assis, SP. *Acta Botanica Brasílica*, **12**(3):421-429. <https://doi.org/10.1590/S0102-33061998000400011>
- FELFILI, J.M.; CARVALHO, F.A.; HAIDAR, R.F. 2005. *Manual para monitoramento de parcelas permanentes nos Biomas Cerrado e Pantanal*. Brasília, Faculdade de Tecnologia, UnB, 60 p.
- GENTRY, A.H. 1995. Diversity and composition of neotropical dry forests. In: S.H. BULLOCK; H.A. MONNEY; E. MEDINA (eds.), *Seasonally dry tropical forests*. New York, Cambridge University Press, p. 46-194. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398.007>
- GILLESPIE, T.W. 1999. Life history characteristics and rarity of woody plants in tropical dry forest fragments of Central America. *Journal of Tropical Ecology*, **15**(5):637-649. <https://doi.org/10.1017/S0266467499001066>
- GÓMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, R.; GÓMEZ, J.M.; HÓDAR, J.A.; CASTRO, J.; BARAZA, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, **14**(4):1128-1138. <https://doi.org/10.1890/03-5084>
- GRESSLER, E.; PIZO, M.A.; MORELLATO, P.C. 2006. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, **29**(4):509-530. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000400002>
- GRIBEL, R. 1988. Visits of *Caluromys lanatus* (Didelphidae) to Flowers of *Pseudobombax tomentosum* (Bombacaceae): A Probable Case of Pollination by Marsupials in Central Brazil. *Biotropica*, **20**(4):344-347. <https://doi.org/10.2307/2388329>
- GUEVARA, S.; LABORDE, J.; SÁNCHEZ-RÍOS, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana*, **19**:34-43.
- GUEVARA, S.; LABORDE, J.; SÁNCHEZ-RÍOS, G. 2004. Rain forest regeneration beneath the canopy trees isolated in pastures of Los Tuxtlas, Mexico. *Biotropica*, **36**(1):99-108. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2004.tb00300.x>
- GUEVARA, S.; LABORDE, J.; SÁNCHEZ-RÍOS, G. 2005. Los árboles que la selva dejó atrás. *Interciencia*, **30**(10):595-601.
- GUEVARA, S.; MEAVE, J.; MORENO-CASASOLA, P.; LABORDE, J. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science*, **3**(5):655-664. <https://doi.org/10.2307/3235833>
- HOLL, K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, **31**(2):229-242. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x>
- HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal. *Restoration Ecology*, **8**(4):339-349. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x>
- HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, **42**(6):1165-1174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01106.x>
- INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (IEF). 2014. *Parques Estaduais de Minas Gerais*. São Paulo, Editora Horizonte, 256 p.
- JANKJU, M. 2013. Role of nurse shrubs in restoration of an arid rangeland: Effects of microclimate on grass establishment. *Journal of Arid Environments*, **89**:103-109. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.09.008>
- LABORDE, J.; GUEVARA, S.; SÁNCHEZ-RÍOS, G. 2008. Tree and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rainforest trees outside forest fragments. *Ecoscience*, **15**(1):6-16. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2008\)15\[6:TASSDI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2008)15[6:TASSDI]2.0.CO;2)
- LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. 2017. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 18/11/2017.
- LOMBARDO, M.; KIYOTA, S.; KANEKO, T.M. 2009. Aspectos étnicos, biológicos e químicos de *Senna occidentalis* (Fabaceae). *Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada*, **30**(1): 9-17.
- LORENZI, H. 2008. *Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Volume 1, Nova Odessa, Editora Plantarum, 384 p.
- LORENZI, H. 2009a. *Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Volume 2, Nova Odessa, Editora Plantarum, 384 p.
- LORENZI, H. 2009b. *Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Volume 3, Nova Odessa, Editora Plantarum, 384 p.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M. 1994. Regeneración natural y diversidad de especies arbóreas en selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, **54**:179-224.
- MCLAREN, K.P.; MCDONALD, M.A. 2003. The effects of soil moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management*, **183**(1-3):61-75. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00100-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00100-2)
- MOLINA-MONTENEGRO, M.A.; OSES, R.; ATALA, C.; TORRES-DÍAZ, C.; BOLADOS, G.; LÉON-LOBOS, P. 2016. Nurse effect and soil microorganisms are key to improve the establishment of native plants in a semiarid community. *Journal of Arid Environments*, **126**:54-61. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.016>
- MOONEY, H.A.; BULLOCK, S.H.; MEDINA, E. 1995. Introduction. In: S.H. BULLOCK; H.A. MONNEY; E. MEDINA (eds.), *Seasonally dry tropical forests*. New York, Cambridge University Press, p. 1-8. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398.001>
- MURTA, R.O.; OLIVEIRA, F.P.; COELHO, F.M.G. 2012. A monodominância da aroeira no médio Rio Doce-MG, sua tutela jurídica e a identificação de uma situação-problema. *Revista VITAS – Visões Transdisciplinares sobre Ambiente e Sociedade*, **3**:2238-1627.
- NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Para, Brazil. In: A.B. ANDERSON (ed.), *Alternatives to Deforestation – Steps Toward Sustainable use of Amazon Rain Forest*. New York, Columbia University Press, p. 215-229.
- NIERING, W.A.; WHITTAKER, R.H.; LOWE, C.H. 1963. The saguaro: a population in relation to environment. *Science*, **142**(3588):15-23. <https://doi.org/10.1126/science.142.3588.15>
- PADILLA, F.M.; PUGNAIRE, F.I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **4**(4):196-202. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0196:TRONPI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0196:TRONPI]2.0.CO;2)
- PARIONA, W.; FREDERICKSEN, T.S.; LICONA, J.C. 2003. Natural regeneration and liberation of timber species in logging gaps in two Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management*, **181**(3):313-322. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00002-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00002-1)
- RICHARDS, P.W. 1996. *The tropical rainforest: an ecological study*. Cambridge, Cambridge University Press, 600 p.
- ROCHA, G.P.E.; VIEIRA, D.L.M.; SIMON, M.F. 2016. Fast natural regeneration in abandoned pastures in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, **370**:93-101. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.057>
- SILVA, L.C.; CLEMENTE, L.H.; VIEIRA, M.C.; NASCIMENTO, A.R.T. 2014. Regeneração natural da comunidade arbórea em um remanescente de Floresta Estacional Decidual, Uberlândia – MG. *MG BIOTA*, **7**(1):4-22.
- SILVA, P.P.F. 2011. *Regeneração natural e relações ambientais em um remanescente de floresta estacional decidual no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, MG*. Uberlândia, MG. Dissertação de mestrado.

Universidade Federal de Uberlândia, 86 p.

SILVA, W.C.; MARAGON, L.C.; FERREIRA, R.L.C.; FELICIO, A.L.P.; JUNIOR, R.F.C. 2007. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Mata das Galinhas, no Município de Catende, Zona da Mata Sul de Pernambuco. *Ciência Florestal*, **17**(4):321-331. <https://doi.org/10.5902/198050981964>

SOLIVERES, S.; ELDRIDGE, D.J.; MAESTRE, F.T.; BOWKER, M.A.; TIGHE, M.; ESCUDERO, A. 2011. Microhabitat amelioration and reduced competition among understory plants as drivers of facilitation across environmental gradients: Towards a unifying framework. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **13**(4):247-258. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.06.001>

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. 2012. *Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das Fanerógamas nativas e exóticas do Brasil, baseada em APG III*. 3ª ed., Nova Odessa, Editora Plantarum, 768p.

TROPICOS.ORG. 2017. Missouri Botanical Garden. Disponível em: <http://www.tropicos.org>. Acesso em: 18/11/2017.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Sucession. *Journal of*

Ecology, **76**(3):663-681. <https://doi.org/10.2307/2260566>

VESK, P.A.; WESTOBY, M. 2004. Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. *Journal of Ecology*, **92**(2):310-320. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00871.x>

VIEIRA, D.L.M.; DE LIMA, V.V.; SEVILHA, A.C.; SCARIOT, A. 2008. Consequences of dry-season seed dispersal on seedling establishment of dry forest trees: Should we restore seeds until the rains? *Forest Ecology and Management*, **256**(3):471-481. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.052>

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. *Restoration Ecology*, **14**(1):11-20. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>

VOLPATO, M.M.L. 1994. *Regeneração natural em uma Floresta Secundária no Domínio de Mata Atlântica: uma análise fitossociológica*. Viçosa, MG. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa, 123 p.

Submitted on March 11, 2018

Accepted on June 30, 2018