**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Restauração da vegetação de Cerrado após silvicultura de *Pinus* spp.

Thaís Mazzafera Haddad

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2019**

Thaís Mazzafera Haddad
Bacharel e Licenciatura em Ciências Biológicas

Restauração da vegetação de Cerrado após silvicultura de *Pinus* spp.
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **RICARDO AUGUSTO GORNE VIANI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Haddad, Thaís Mazzafera

Restauração da vegetação de Cerrado após silvicultura de *Pinus* spp. /
Thaís Mazzafera Haddad. - - versão revisada de acordo com a resolução
CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2019.

112 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de
Queiroz".

1. Adensamento de savanas 2. Estrato herbáceo 3. Fogo 4. Plantios
Florestais 5. Restauração ecológica . I. Título

Dedicatória

Eu dedico este trabalho aos meus pais, por acreditarem em mim, por me apoiarem com muita paciência, tanto emocional como financeiramente. O caminho da carreira acadêmica é longo e sem o apoio deles este sonho jamais se concretizaria. Amo muito vocês e espero retribuir todo o esforço e dedicação.

Agradecimentos

Eu agradeço aos meus pais, Reinaldo Haddad e Patrícia Mazzafera Haddad, pelo apoio incondicional, por possibilitarem que eu realizasse este sonho de seguir a carreira acadêmica, por terem cedido o próprio carro para que as coletas de campo pudessem acontecer, por me ouvirem nos momentos de dificuldade e por serem minha base de vida. Às minhas irmãs Helena Mazzafera Haddad e Flávia Mazzafera Haddad por serem sinônimo de força e descontração quando tudo parecia perdido, vocês são tudo para mim! Ao meu tio Paulo Mazzafera por ser um exemplo de profissão e caráter a ser seguido, por me guiar e estar ao meu lado em grandes decisões tomadas no decorrer do doutorado.

Ao meu orientador Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani, por ter acreditado em mim, por ter me dado uma chance de recomeço, por saber escolher as palavras ao me guiar e sempre me deixar à vontade para expor meus pensamentos. Pelo exemplo de profissional a ser seguido, pelo aprendizado, orientação e amizade. À Giselda Durigan, pelo aprendizado e pelo exemplo de mulher e profissional a ser seguido. Pela ajuda em campo, na identificação das plantas, pela paciência com a minha inexperiência e pela orientação. Ao Joseph Veldman pela orientação, paciência e aprendizado. Ao Instituto Florestal, por meio de suas unidades em Assis e Mogi-Guaçu, e ao Instituto de Botânica, unidade de Mogi-Guaçu, pela colaboração e permissão para a realização do trabalho. A todas as pessoas que trabalham nessas Instituições pela gentileza e disposição em ajudar. O trabalho de campo só foi possível de ser realizado pela presença de vocês.

Aos meus amigos Ana Carolina, André, Jean e Elielton pela amizade, pela ajuda em campo e na construção do doutorado. Por estarem ao meu lado do começo ao fim deste doutorado, por tirarem um sorriso de mim nos momentos difíceis, por me darem força e por acreditarem em mim como pessoa e profissional. Nossa amizade me ensinou que a vida pode ser leve, mesmo quando temos que enfrentar nossos medos. Vocês são perfectus ☺. Ao grupo GESF pela ajuda em campo e pela amizade. Conhecer o grupo e as pessoas que nele trabalham mudou a maneira como eu lidei com meu doutorado, com leveza e confiança.

Às amigas Rafaela e Cínthia, pelo incondicional apoio e pelas incontáveis conversas e ajuda na construção do doutorado. Pela amizade em todos os momentos e pela força e confiança que me transmitiram para que eu concluísse este ciclo. Ao Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues e ao LERF, por cederem o espaço para a construção da tese. Aos amigos do LERF, pelos conselhos, aprendizado constante e por todo o apoio e amizade do começo ao fim. À amiga e excelente profissional Giovana Oliveira, secretária do programa de pós-graduação de Recursos

Florestais, pelos conselhos, orientações e ombro amigo em todos os momentos do doutorado. Ao amigo Mateus, pela ajuda em campo e por me apoiar em um momento crucial da minha vida e da construção da tese. À Natashi Pilon, pela ajuda na identificação das plantas e conselhos. Ao Mário Cava, pelas ideias e inspiração. A todos aqueles que fizeram parte desta jornada!

Esta tese fez parte do projeto temático FAPESP Nº 2013/50718-5, o qual visou testar cientificamente os preceitos da Lei Federal de Proteção à Vegetação Nativa, popularmente conhecida como o Novo Código Florestal Brasileiro.

O presente estudo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO GERAL	13
1.1. RESTAURAÇÃO EM ANTIGAS PLANTAÇÕES FLORESTAIS	16
1.2. A AUSÊNCIA DO FOGO NA RESTAURAÇÃO DO CERRADO	18
1.3. IMPORTÂNCIA E OBJETIVOS DO PRESENTE ESTUDO	20
REFERÊNCIAS.....	22
2. O CERRADO NÃO SE REGENERA APÓS O CULTIVO DO PINUS: É PRECISO MANEJO.....	31
RESUMO	31
ABSTRACT	32
2.1. INTRODUÇÃO	33
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	35
2.2.1. ÁREAS DE ESTUDO E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	35
2.1. COLETA DE DADOS	39
2.2.2. ANÁLISE DE DADOS	41
2.3. RESULTADOS.....	42
2.3.1. ESTRUTURA	42
2.3.1. RIQUEZA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA.....	44
2.4. DISCUSSÃO.....	50
2.5. CONCLUSÃO	54
REFERÊNCIAS.....	55
MATERIAL COMPLEMENTAR	56
3. SAVANAS APÓS FLORESTAMENTO: A COMUNIDADE DE PLANTAS HERBÁCEAS RESPONDE MELHOR AO FOGO DO QUE AS PRÁTICAS CONVENCIONAIS DE RESTAURAÇÃO.....	75
RESUMO	77
ABSTRACT	78
3.1. INTRODUÇÃO	78
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	81
3.2.1. ÁREA DE ESTUDO.....	81
3.2.2. COLETA DE DADOS DA COMUNIDADE HERBÁCEA.....	84
3.2.3. ANÁLISE DE DADOS	85
3.4. RESULTADOS.....	86
3.3. DISCUSSÃO.....	90
REFERÊNCIAS.....	95

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	107
REFERÊNCIAS	110

RESUMO

Restauração da vegetação de Cerrado após silvicultura de *Pinus* spp.

Em todo o mundo, a conservação de savanas é menos valorizada que a de florestas. No Cerrado Brasileiro, majoritariamente composto por savanas, a expansão de plantações florestais é uma ameaça à biodiversidade. Entender o impacto dessas plantações na comunidade nativa e como restaurá-las quando os plantios são abandonados é uma demanda relevante. O principal objetivo do estudo foi avaliar se, em plantações florestais de pinus abandonadas, é possível restaurar a vegetação nativa de savanas ou se há necessidade de manejo após o abandono. Foram avaliadas três práticas recorrentes de restauração em plantações florestais: áreas abandonadas em que as árvores de pinus são mantidas em pé (pinus abandonado), áreas com corte raso de pinus seguido de abandono (restauração passiva) e áreas em que, após o corte raso do pinus, foram plantadas árvores nativas e controladas as gramíneas exóticas (restauração ativa). As práticas foram comparadas entre si e com cerrado típico (savana natural primária) e cerradão (savana adensada pela exclusão do fogo), em duas regiões (Assis e Mogi-Guaçu-SP). Foram avaliados o estrato arbóreo ($DAP \geq 5$ cm) e o arbustivo e arbóreo regenerante ($DAP < 5$ cm e $H \geq 50$ cm). A densidade de ervas não graminídes, a riqueza de ervas graminóides e não graminóides, a cobertura do solo por vegetação nativa e por gramíneas exóticas e a cobertura de dossel foram avaliadas em Assis-SP. As espécies foram classificadas em típicas de savana, florestais e generalistas. O pinus abandonado apresentou menores valores de densidade, área basal e riqueza geral e de espécies típicas de savana para o estrato arbóreo. O estrato arbustivo e arbóreo regenerante não variou em densidade e riqueza em função das técnicas de restauração, embora a densidade tenha sido sempre menor do que a de savanas primárias. Restauração passiva e ativa apresentaram riqueza de espécies típicas de savana, no estrato arbóreo, semelhantes à savana primária. Entretanto, apenas a restauração passiva apresentou densidade semelhante à referência para espécies típicas de savana. Nenhuma prática de restauração foi eficaz para restaurar a comunidade herbácea e todas tiveram alta cobertura de dossel e presença de espécies florestais e generalistas. No decorrer do estudo, o pinus abandonado e a restauração passiva em Mogi-Guaçu-SP sofreram um incêndio e avaliamos o papel do fogo para a restauração do estrato herbáceo, comparando as duas práticas com savanas primárias e com a restauração ativa, que não queimou. Foram avaliadas a riqueza e a similaridade florística do estrato herbáceo e a cobertura do solo por herbáceas nativas e por gramíneas exóticas. Savanas primárias apresentaram composição florística diferente e maior riqueza que as áreas em restauração. A restauração passiva associada à queima resultou em maior cobertura por herbáceas nativas e mais espécies em comum com as savanas primárias do que a restauração ativa sem fogo. Entretanto, ambas as práticas de restauração resultaram em maior cobertura por gramíneas exóticas do que nas savanas primárias. Conclui-se que o corte do pinus seguido de abandono é mais eficaz à restauração da comunidade lenhosa típica de cerrado do que as demais técnicas comparadas. Porém, devido à ausência do fogo, as áreas tenderão a formar fisionomias florestais no futuro, sem a presença da comunidade herbácea nativa. A ocorrência do fogo nas áreas de Mogi-Guaçu reforça a importância das queimas para a restauração da comunidade herbácea típica do Cerrado.

Palavras-chave: Adensamento de savanas; Estrato herbáceo; Fogo; Plantios florestais; Restauração ecológica

ABSTRACT

Cerrado restoration after *Pinus* spp. silviculture

Throughout the world, savanna conservation is less valued than is forest conservation. The Brazilian Cerrado, which is mostly composed by savannas, is having its biodiversity threatened by the expansion of forest plantations. Thus, it is relevant to understand how those plantations affects native communities and how to restore those areas when plantations are abandoned. The main objective of the study was to evaluate whether abandoned pine plantations can restore the native savannas or if there is a need for management for the restoration to take place. Three recurrent restoration practices in forest plantations were evaluated: abandoned pine plantations where pine trees are kept standing (abandoned pine plantation), areas abandoned after pinus harvesting (passive restoration) and areas with native tree seedling plantation and grasses control after pinus harvesting (active restoration). The practices were compared among themselves and to old-growth savanna and cerrado (encroached savanna), in two regions (Assis-SP and Mogi-Guaçu-SP). We evaluated trees ($DBH \geq 5$ cm) and woody natural regeneration ($DBH < 5$ cm and $H \geq 50$). Nongraminoid species density, richness of grasses and nongraminoid species, ground cover by native vegetation and by exotic grasses, and canopy cover were evaluated in Assis-SP. Surveyed individuals were classified as savanna, forest and generalist species. Abandoned pine plantation had the lowest tree density and general basal area and richness, as well as the lowest richness for savanna tree species. Woody natural regeneration did not vary in density and richness among restoration practices, although density was lower compared to the old-growth savanna. Community richness for savanna tree species was similar among passive and active restorations and old-growth savanna. However, only the passive restoration presented tree density similar to the reference for savanna species. No restoration practice was effective for the restoration of the native herbaceous community, and all practices had high canopy cover and presence of forest and generalist species. During the study, abandoned pine plantation and passive restoration in Mogi-Guaçu-SP burned and we evaluated the role of fire for the restoration of the native herbaceous community. We compared the herbaceous community richness and floristic similarity of the two restoration practices to old-growth savannas and to the active restoration, which did not burn. Ground cover by native herbs and by exotic grasses were also evaluated. The old-growth savannas are floristically different and have a greater richness than restoration sites. The burned passive restoration had more species in common with the old-growth savannas and a higher ground cover by native herbs than active restoration without fire. However, both restoration practices had higher ground cover by exotic grasses than old-growth savannas. We conclude that pine harvesting followed by passive restoration was the most effective practice for the restoration of the Cerrado native woody community. However, due to the lack of fire, areas tend to become forest physiognomies without native herbs in the future. The fire in the Mogi-Guaçu highlighted the importance of fire for the Cerrado native herbaceous community restoration.

Keywords: Ecological restoration; Fire; Forest plantation; Keywords:
Ecological restoration; Fire; Forest plantation; Herbaceous layer; Savanna's
encroachment

1. INTRODUÇÃO GERAL

A vegetação característica das savanas é formada por uma camada contínua de pequenos arbustos e espécies herbáceas, predominantemente graminóides, além da presença de arbustos e árvores esparsas (GOEDERT; WAGNER; BARCELLOS, 2008; SCHOLERS; ARCHER, 1997). Savanas correspondem a, aproximadamente, 17% da cobertura vegetal do planeta (GRACE et al., 2006), na maioria das vezes localizadas nas zonas tropicais (GOEDERT; WAGNER; BARCELLOS, 2008; MURPHY et al., 2016; SCHOLERS; ARCHER, 1997).

A presença de árvores e arbustos nas savanas pode variar em densidade e gerar ambientes savânicos menos ou mais abertos, os quais muitas vezes são interpretados erroneamente como florestas degradadas e com necessidade de restauração (BOND; PARR, 2010; RATNAM et al., 2011; VELDMAN et al., 2015a, 2017). Diferentemente das florestas, os ambientes savânicos são caracterizados por alta luminosidade, por regimes de fogo frequente e de baixa intensidade (BOND, 2016; BOND; PARR, 2010) e com a maior parte da diversidade florística em sua comunidade não lenhosa, composta por ervas graminoides e não graminoides (BOND; PARR, 2010; RATNAM et al., 2011).

O fogo faz parte da evolução dos ecossistemas savânicos há aproximadamente 6-8 milhões de anos, quando gramíneas C4 se tornaram dominantes e responsáveis pelo aumento da frequência de incêndios e pela manutenção do regime de fogo ao longo do tempo (PARR et al., 2014; PENNINGTON et al., 2009). Pela ocorrência desse distúrbio natural, as comunidades vegetais savânicas são formadas por espécies de plantas que apresentam adaptações para sobreviver ao fogo, como a formação de órgãos subterrâneos que possibilitam rebrota, a proteção de gemas, a casca espessa e a abundante floração e frutificação pós-fogo (ARCHIBALD et al., 2018; DE MORAES et al., 2016; HOFFMANN et al., 2012; LAMONT; DOWNES, 2011; PAUSAS et al., 2018; PYKE, 2017; PILON et al. 2018a), formando ecossistemas com alta taxa de endemismo e alto valor de conservação (ARCHIBALD et al., 2018; PARR et al., 2014; PENNINGTON et al., 2009).

O Cerrado representa em torno de 10% das savanas tropicais (GOEDERT; WAGNER; BARCELLOS, 2008) e sua flora é a mais rica dentre todas as savanas do planeta (KLINK; MACHADO, 2005). É o segundo maior bioma do país, ocupando cerca de 20% do território nacional (DURIGAN, 2005; KLINK; MACHADO, 2005). Devido ao seu alto grau de endemismo e ameaça pela rápida conversão de suas terras para sistemas produtivos, o Cerrado foi incluído entre as áreas prioritárias para conservação de biodiversidade em escala global (MYERS et al., 2000). Cabe esclarecer que, além de formações savânicas, o Cerrado também

engloba formações florestais e campestres. As formações florestais apresentam predominância de espécies arbóreas, com formação de dossel contínuo e o termo campestre se refere a ambientes naturais com predomínio de espécies herbáceas, sendo as espécies arbustivas e arbóreas praticamente ausentes (RIBEIRO; WALTER, 2008). Segundo Ribeiro e Walter (2008), o Cerrado apresenta 11 fitofisionomias principais: quatro fitofisionomias florestais que compreendem Matas Ciliares, Matas de Galeria, Matas Secas e Cerradões; quatro savânicas formadas pelo cerrado sentido restrito (denso, típico, ralo e rupestre), os Parques de Cerrado, os Palmeirais e as Veredas. E, por fim, três formações rupestres compostas por campos sujos, campos limpos e campos rupestres. A diferenciação das fitofisionomias é baseada na estrutura, forma de crescimento dominante e por possíveis mudanças estacionais entre os ambientes.

A maior parte do Cerrado localiza-se no Planalto Central, sobre solos com alta capacidade de drenagem e grande quantidade de nascentes, fazendo com que o bioma seja fundamental para o abastecimento e distribuição de água da maior parte do país (LIMA; SILVA, 2008). Das 12 regiões hidrográficas brasileiras, o Cerrado contribui para o abastecimento de oito delas, as quais estão ameaçadas pela expansão agrícola aliada à má gestão dos recursos hídricos, tanto pelo excessivo consumo de água pela irrigação quanto pela poluição de suas águas em regiões urbanas e industrializadas (LIMA; SILVA, 2008).

A topografia e os solos propícios para agricultura mecanizada e pastagem tornam o Cerrado o bioma mais visado para a expansão agropecuária no Brasil (GIBBS et al., 2015; LAPOLA et al., 2014; SOARES-FILHO et al., 2014). Estima-se que 46% de sua cobertura nativa já foi perdida e apenas 19,8% de sua área permanecem bem conservadas (STRASSBURG et al., 2017). A taxa de conversão do Cerrado é duas vezes e meia maior que a da Amazônia e, caso este cenário de expansão agropecuária não se modifique, até 2050 está prevista a maior extinção de espécies de plantas endêmicas desde o descobrimento do Brasil (STRASSBURG et al., 2017). A perda de biodiversidade decorrente do desmatamento pode ser evitada com melhor aproveitamento das terras já utilizadas para agropecuária, ampliação das áreas destinadas à conservação do bioma e pela restauração das áreas já degradadas (STRASSBURG et al., 2017).

A restauração ecológica é a recuperação do ecossistema que foi degradado, sofreu algum tipo de perturbação ou foi totalmente destruído e está relacionada com sua capacidade de autossustentar-se estrutural e funcionalmente no tempo (SER, 2004, MCDONALD et al., 2016). A vegetação do Cerrado, quando não submetida a impactos severos, apresenta grande capacidade de recuperação, devido a suas estruturas subterrâneas bem desenvolvidas, o que fornece maior resiliência deste bioma às perturbações. Nessas situações, apenas a remoção do

fator de perturbação pode ser suficiente para a recuperação da vegetação (DURIGAN et al., 2011). A esta intervenção mínima, onde apenas a remoção do fator de impacto possibilita a regeneração natural do ecossistema, dá-se o nome de restauração passiva (HOLL; AIDE, 2011). A intervenção humana na restauração do Cerrado é recomendada quando a área sofreu impactos recorrentes, os quais eliminaram a vegetação nativa e a capacidade de rebrota das estruturas subterrâneas (DURIGAN et al., 2011). A essa intervenção direta para acelerar e influenciar a recuperação de uma área degradada dá-se o nome de restauração ativa (SER 2004; HOLL; AIDE, 2011). Restauração ativa é necessária, por exemplo, em áreas submetidas a sucessivos cultivos agrícolas onde há, periodicamente, o revolvimento do solo e/ou o uso de herbicidas (DURIGAN et al., 2011).

A prática mais comum de restauração ativa, que tem sido a mais utilizada na Mata Atlântica, é o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas para a formação de um dossel contínuo, buscando a formação de um microambiente favorável ao desenvolvimento de espécies nativas em seu sub-bosque, juntamente com a eliminação de gramíneas invasoras intolerantes à sombra (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES; 2015; RODRIGUES et al., 2009). Esta prática tem sido erroneamente difundida também para a restauração de savanas, cuja estrutura e funcionamento se diferenciam radicalmente de florestas (BUISSON et al., 2019; DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2018; PILON; BUISSON; DURIGAN, 2018). Nos ecossistemas abertos do Cerrado há um gradiente de fisionomias, que engloba de formações campestres às savânicas. Nestas últimas, há um adensamento de arbustos e árvores, mas sem a formação de um dossel contínuo, de tal modo que todas as espécies são heliófitas (DURIGAN, 2013). Apenas nos ambientes florestais de Cerrado há a formação de um dossel contínuo, em que o estrato herbáceo é substituído por espécies arbustivas e arbóreas tolerantes à sombra, em sua maioria generalistas que ocorrem também em florestas (DURIGAN, 2013). Portanto, os fatores ecológicos que guiam a estrutura e dinâmica do Cerrado não estão relacionados à competição por luz, como em florestas tropicais, mas sim com o fogo (DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; DURIGAN; RATTER, 2016; MURPHY et al., 2016), as propriedades do solo, especialmente a capacidade de água disponível (ASSIS et al., 2011; LLOYD et al., 2008; VIANI et al., 2014), e a marcante sazonalidade climática (DURIGAN; GUERIN; COSTA, 2013). Assim, o plantio de árvores em alta densidade em áreas abertas do Cerrado resultará em vegetação florestal, sem o estrato herbáceo nativo, que é intolerante à sombra (DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2018; PILON; BUISSON; DURIGAN, 2018).

Em relação ao estrato herbáceo, avanços promissores à prática da restauração em ecossistemas campestres e savânicos de Cerrado têm sido alcançados com a transposição de *topsoil* e de material vegetal de áreas naturais para áreas de restauração (FERREIRA; WALTER; VIEIRA, 2015; LE STRADIC; BUISSON; FERNANDES, 2014; PILON; BUISSON; DURIGAN, 2018), por meio da semeadura direta (COUTINHO et al., 2018; PELLIZZARO et al., 2017) e com o transplante de indivíduos inteiros (PILON et al., 2018b). Entretanto, o conhecimento sobre a biologia reprodutiva da comunidade herbácea, e de suas formas de propagação e reintrodução no campo ainda é incipiente, fazendo de sua restauração um grande desafio (BUISSON et al., 2019; LIMA; DURIGAN; SOUZA, 2014). Ademais, a alta capacidade de competição e colonização das áreas em restauração por gramíneas exóticas invasoras aumenta ainda mais a dificuldade de se restaurar áreas campestres e savânicas do Cerrado (ASSIS, 2017; COUTINHO et al., 2018; FERREIRA; WALTER; VIEIRA, 2015; PILON; BUISSON; DURIGAN, 2018).

1.1. Restauração em antigas plantações florestais

Plantações florestais são formadas pelo plantio de mudas ou semeadura de uma ou mais espécies arbóreas nativas ou exóticas, cuja finalidade principal geralmente envolve a produção de madeira e combustível (BROCKERHOOF et al., 2008). No Brasil, as principais espécies utilizadas nessas plantações são dos gêneros *Eucalyptus*, *Corymbia* e *Pinus*, que, juntos, ocupam 7,25 milhões de hectares, sendo que plantios de eucalipto (*Eucalyptus* spp. e *Corymbia* spp.) representam 72,3% e de pinus (*Pinus* spp.) 20,1% dessa área (IBÁ, 2017).

Plantações florestais podem ser consideradas redutos de biodiversidade e catalizadores da regeneração natural (ABREU et al., 2011a; JÚNIOR et al., 2015; LOPES et al., 2016; LOUMETO; HUTTEL, 1997; MALYSZ; OVERBECK, 2018; MENDES, 2012; MODNA; DURIGAN; VITAL, 2010; PARROTTA; TURNBULL; JONES, 1997; PIIROINEN; VALTONEN; ROININEN, 2016; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010). O impacto das plantações florestais sobre a biodiversidade e o sucesso da regeneração em seu sub-bosque podem variar dependendo da densidade de indivíduos plantados, da espécie escolhida, da matriz circundante, e de fatores como a quantidade de serapilheira e as propriedades do solo (ABREU et al., 2011a; ANDRADE et al., 2005; FERRACIN et al., 2013; GIMENEZ, 2005; MODNA; DURIGAN; VITAL, 2010; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010). O tempo de rotação e o manejo da área para a produção comercial, como a intensidade de poda, os herbicidas e fertilizantes aplicados, assim como os métodos de colheita e desbaste, também influenciam a capacidade de

estabelecimento das espécies nativas no sub-bosque das plantações (BROCKERHOOF et al 2008; CARNUS et al., 2006; MENDES, 2012). O contexto em que a plantação florestal foi inserida, como o uso prévio da terra, o quão diferente a plantação é do ecossistema natural em seu entorno e seu potencial invasor também podem ditar o quão impactante é a plantação florestal na conservação da biodiversidade (BREMER; FARLEY, 2010; BROCKERHOOF et al., 2008).

No Cerrado, as monoculturas de eucalipto e pinus vêm se expandindo, principalmente para suprir o setor energético, que visa a produção de carvão vegetal e lenha, e a produção de papel e celulose (DUBOC, 2008; FERNANDES et al., 2016). Isto torna necessários estudos sobre o impacto dessas plantações sobre os ecossistemas naturais (FERNANDES et al., 2016) e também exige o desenvolvimento e validação de práticas de restauração ecológica a serem utilizadas após ciclos de silvicultura.

Plantações florestais têm sido consideradas práticas de menor impacto em áreas de Cerrado, comparados às práticas como agricultura e mineração, pois o potencial da regeneração natural das espécies nativas arbóreas sob os plantios é considerado alto (ABREU et al., 2011a; DURIGAN; SILVEIRA; MELO, 2013; DURIGAN et al., 2011). Entretanto, a avaliação desse potencial não tem considerado o estrato herbáceo (ABREU et al., 2011; DURIGAN; SILVEIRA; MELO, 2013; JÚNIOR et al., 2015). Áreas invadidas por pinus, por exemplo, têm riqueza e densidade do estrato herbáceo muito inferiores a áreas campestres de Cerrado adjacentes (BREWER et al., 2018). Algo similar acontece em savanas fora do Brasil (BREMER; FARLEY, 2010; KIRKMAN et al., 2004; ZALOUMIS; BOND, 2011; ZALOUMIS; BOND; BOND, 2016). Zaloumis et al. (2016), ao compararem áreas naturais de savana na África com plantações de pinus e áreas pós-corte e abandono, apesar de constatarem maior riqueza de espécies lenhosas nas áreas onde já houve silvicultura, não encontraram grande parte do componente herbáceo pré-existente. Bremer et al. (2010) encontraram diminuição da riqueza de espécies endêmicas de savana após a implantação de monoculturas florestais. Assim, o plantio de árvores em áreas de savana é uma ameaça à sua diversidade herbácea, pois altera sua estrutura e dinâmica por formar um dossel contínuo jamais existente e, conseqüentemente, um sub-bosque sombreado, onde espécies savânicas são gradativamente substituídas por espécies florestais e generalistas, tolerantes à sombra (VELDMAN et al., 2015b). Ademais, o manejo de plantações florestais pode alterar o solo e destruir os órgãos subterrâneos das plantas nativas, responsáveis pela rebrota dos indivíduos, pós-distúrbio (ZALOUMIS; BOND, 2011; ZALOUMIS; BOND; BOND, 2016). Em plantações de pinus, o

acúmulo de serapilheira pode ser um impedimento adicional ao desenvolvimento do estrato herbáceo (BREWER et al., 2018; PILON et al., 2018b; VELDMAN et al., 2014)

A alteração da estrutura dos ecossistemas savânicos pela presença dos indivíduos arbóreos das plantações florestais sugere que o simples abandono dessas florestas pode não ser suficiente para que a vegetação nativa previamente existente se regenere naturalmente. A remoção das árvores plantadas ou outras práticas podem ser necessárias. A avaliação da capacidade de autorregeneração da vegetação nativa pós-corte torna-se necessária para dar suporte às decisões sobre técnicas de restauração de ecossistemas após silvicultura (ABELLA; SCHETTER; WALTERS, 2017; TORCHELSEN; CADENAZZI; OVERBECK, 2018). Resultados promissores de regeneração natural de espécies nativas após o corte das monoculturas em áreas originalmente florestais (FERRACIN et al., 2013; PIIROINEN; VALTONEN; ROININEN, 2016), na região dos pampas (TORCHELSEN; CADENAZZI; OVERBECK, 2018) e em savanas na América do Norte (ABELLA; SCHETTER; WALTERS, 2017; CATLING; KOSTIUK, 2010) podem incentivar a prática e possibilitar a diminuição dos gastos da restauração pela venda da madeira (FERRACIN et al., 2013; PIIROINEN; VALTONEN; ROININEN, 2016). Entretanto, o corte das árvores plantadas pode favorecer a formação de um ambiente de menor riqueza e/ou com proliferação de gramíneas invasoras, com necessidade de intervenções adicionais (GIMENEZ, 2005; JÚNIOR et al., 2015; KASEL et al., 2015; ZALOUMIS; BOND, 2011). Após a retirada da monocultura, é comum a restauração pelo plantio de árvores esparsas para restauração do estrato superior de savanas de *Pinus* na América do Norte (HARRINGTON, 2011; HU et al., 2016). No Brasil, o plantio de árvores nos moldes da restauração florestal, ou seja, em densidade suficiente para a formação de um dossel contínuo, ainda é comum e erroneamente aplicado no Cerrado (BUISSON et al., 2019; PILON; BUISSON; DURIGAN, 2018). Estudos que documentem o efeito de tal prática na restauração da vegetação nativa de Cerrado são necessários (DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2018).

1.2. A ausência do fogo na restauração do Cerrado

O fogo faz parte da evolução dos ambientes savânicos e campestres e é considerado fundamental para a manutenção da estrutura e da diversidade desses ecossistemas (ARCHIBALD et al., 2018; BOND; KEELEY, 2005; PENNINGTON et al., 2009; PILON et al., 2018a). Os incêndios naturais nas savanas do Brasil ocorrem na estação chuvosa e em seus meses de transição, são ocasionados pelos raios das tempestades de verão, abrangem pequenas

áreas que logo são apagadas pela chuva e são considerados de baixa intensidade (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000). Devido a atividade agropecuária, o regime natural do fogo vem se alterando, pelo seu uso, principalmente na estação seca, para estimular a rebrota das herbáceas em pastagens, para remoção da vegetação natural visando a instalação de novas culturas e também na troca de culturas (FIDELIS; PIVELLO, 2011; PIVELLO, 2011). Por negligência em seu manejo, é comum que o fogo ultrapasse as áreas de cultura e atinja áreas naturais de savana e campo, gerando incêndios de maior intensidade, frequência e que se espalham por maiores áreas, alterando, assim, seu regime e prejudicando a biodiversidade desses ecossistemas (DURIGAN; RATTER, 2016; FIDELIS; PIVELLO, 2011; GOMES; MIRANDA; BUSTAMANTE, 2018; MISTRY et al., 2019; PIVELLO, 2011; SCHMIDT et al., 2018). Desta maneira, é importante ressaltar que o fogo é necessário para a manutenção da biodiversidade das savanas do Brasil, mas que seu regime natural é tão essencial quanto sua presença para a conservação desses ecossistemas (FIDELIS; PIVELLO, 2011; PIVELLO, 2011).

No Brasil, o uso do fogo é admitido por lei apenas em unidades de conservação, e desde que a prática esteja prevista no plano de manejo (DURIGAN; RATTER, 2016). A exclusão do fogo, pode gerar acúmulo de combustível fino, formado principalmente por gramíneas, e causar grandes incêndios, que ocorrem principalmente na estação seca e por negligência de seu manejo pelos proprietários de terra (FIDELIS; PIVELLO, 2011; PPIVELLO, 2011). Em contrapartida ao acúmulo de combustível fino, em áreas de savana com clima e solos propícios para florestas, a exclusão do fogo pode resultar no adensamento dos indivíduos lenhosos, com consequente formação de um dossel previamente inexistente, o qual sombreia o sub-bosque e gradativamente elimina o estrato herbáceo nativo, substituindo-o por espécies florestais e generalistas tolerantes à sombra (ABREU et al., 2017; DURIGAN; RATTER, 2016; PINHEIRO; DURIGAN, 2009; 2012; STEVENS et al., 2017). A formação de fisionomias florestais em áreas naturais de savana e campos pela exclusão do fogo é constatada no Brasil (ABREU et al., 2017; DURIGAN; RATTER, 2016; PINHEIRO; DURIGAN, 2009; 2012) e um alerta para a perda de biodiversidade desses ecossistemas em todo o mundo (RATAJCZAK; NIPPERT; COLLINS, 2012; STEVENS et al., 2017).

A dificuldade em se utilizar o fogo como ferramenta de manejo para restauração e conservação de áreas de savana no Brasil faz com que a experiência do país sobre seu uso seja incipiente (GOMES; MIRANDA; BUSTAMANTE, 2018). São mais escassos ainda estudos sobre a resposta da comunidade herbácea ao fogo (BUISSON et al., 2019; GOMES; MIRANDA; BUSTAMANTE, 2018; PILON et al., 2018a). Pouco se sabe, por exemplo, sobre

a biologia reprodutiva e a forma de propagação do estrato herbáceo e como o fogo o influencia. Assim, estudos nessa temática são importantes para superar os grandes desafios que ainda persistem para a restauração do estrato herbáceo de savanas (BUISSON et al., 2019; LIMA; DURIGAN; SOUZA, 2014).

1.3. Importância e objetivos do presente estudo

Legalmente, 40% da vegetação nativa do Cerrado ainda pode ser convertida para agropecuária dentro da legalidade (FERNANDES et al., 2016; STRASSBURG et al., 2017). Plantios de eucalipto e pinus estão se expandindo rapidamente sobre as savanas do Cerrado (FERNANDES et al., 2016) e estudos sobre o impacto das florestas plantadas na biodiversidade desses ecossistemas e de técnicas de restauração para a recuperação dessas áreas após a prática de silvicultura se tornam de extrema importância para a conservação da savana mais rica do mundo (KLINK; MACHADO, 2005; FERNANDES et al., 2016). Ademais, avaliar práticas de restauração no Cerrado que não englobem só o estrato lenhoso, mas também o herbáceo, onde está presente a maior parte da diversidade das savanas e dos campos do bioma, é importante para que mais esforços de restauração sejam canalizados em prol da restauração das áreas abertas do Cerrado e para que se evite o plantio inadequado de árvores em savanas.

Adicionalmente, a legislação brasileira que dá respaldo às possíveis técnicas de restauração nos diferentes biomas do país permite o plantio de espécies exóticas em Reservas Legais (RL) e em Áreas de Preservação Permanente (APP) de propriedades cuja área seja igual ou inferior a quatro módulos fiscais (BRASIL, Lei n. 12.651). O pinus, foco de nosso trabalho, não se encaixaria como opção de espécie exótica a ser plantada na restauração da RL e APP devido ao seu caráter invasor (BRASIL, Lei n. 12.651). Entretanto, plantações de pinus já ocupam extensas áreas em todo o Brasil (IBÁ, 2017), inclusive em unidades de conservação, e o manejo dessas plantações florestais para adequação às leis ambientais justifica, em vários casos, a conversão dessas áreas para vegetação nativa (ONOFRE; ENGEL, 2013).

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar os resultados de diferentes técnicas de restauração da vegetação típica de Cerrado em áreas que foram cultivadas por décadas como plantações de pinus. O estudo foi conduzido com base nas seguintes questões gerais: i) é possível restaurar a vegetação nativa típica das savanas do Cerrado sob plantações de pinus abandonadas? ii) Há necessidade de corte das árvores plantadas e posterior restauração ativa para que esta restauração ocorra? No decorrer do estudo, um incêndio atingiu uma de nossas áreas de estudo e pudemos avaliar também a inclusão do manejo do fogo nas práticas de

restauração, formulando a questão: iii) A passagem do fogo beneficia a restauração passiva da comunidade herbácea nativa das savanas do Cerrado?

A tese está estruturada em três capítulos. O capítulo 1 consiste em uma introdução geral, para que os leitores se contextualizem com os temas e objetivos do estudo. O capítulo 2 compara diferentes técnicas de restauração em plantios de pinus abandonados e protegidos do fogo, com o objetivo de avaliar se há a necessidade do corte do pinus para a restauração e se após o corte há a necessidade de intervenção de plantio para a restauração da comunidade nativa das savanas do Cerrado. O capítulo 3 também focou na avaliação de diferentes técnicas de restauração em plantações de pinus abandonadas. Entretanto, seu principal objetivo foi avaliar o efeito do fogo na restauração da comunidade herbácea típica de savana, comparando áreas com e sem as árvores de pinus que foram atingidas pelo fogo com áreas de restauração ativa convencional (plantio de árvores), não atingida pelo fogo. Por fim, são feitas as considerações finais sobre o assunto que foi objeto da pesquisa, abordando seus resultados principais e as implicações do conhecimento gerado à restauração ecológica.

REFERÊNCIAS

- ABELLA, S. R.; SCHETTER, T. A.; WALTERS, T. L. Restoring and conserving rare native ecosystems: A 14-year plantation removal experiment. **Biological Conservation**, v. 212, n. February, p. 265–273, 2017.
- ABREU, R. C. R. et al. Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 8, p. 1452–1459, 2011.
- ABREU, R. C. R. et al. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, v. 3, n. 8, p. e1701284, 2017.
- ANDRAE, F. H. et al. O sub-bosque de reflorestamentos de pinus em sítios degradados da região da Floresta Estacional Decidual do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 15, n. 1, p. 43–63, 2005.
- ARCHIBALD, S. et al. Biological and geophysical feedbacks with fire in the Earth system. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 3, 2018.
- ASSIS, G. G. **Invasão do campo cerrado por braquiária (*Urochloa decumbens*): perdas de diversidade e técnicas de restauração**. 2017. 132 f. Tese (Doutor em Botânica) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.
- ASSIS, A. C. et al. Water availability determines physiognomic gradient in an area of low-fertility soils under Cerrado vegetation. **Plant Ecology**, v. 2012, p. 1135–1147, 2011.
- BOND, W. J. Ancient grasslands at risk. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 120–122, 2016.
- BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 7, p. 387–394, 2005.
- BOND, W. J.; PARR, C. L. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2395–2404, 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Texto, 2015. p 432.
- BRASIL, Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011/2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 05 de jan. 2017.
- BREMER, L. L.; FARLEY, K. A. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 14, p. 3893–3915, 2010.
- BREWER, J. S. et al. Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. **Biological Invasions**, v. 20, n. 10, p. 2807–2820, 2018.

- BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 5, p. 925–951, 2008.
- BUISSON, E. et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, v. 94, n. 2, 590–609, 2019.
- CARNUS, J. et al. Planted Forests and Biodiversity What Is Biodiversity? **Forest Ecology**, n. March, p. 65–77, 2006.
- CATLING, P. M.; KOSTIUK, B. Successful re-establishment of a native savannah flora and fauna on the site of a former pine plantation at Constance Bay, Ottawa, Ontario. **Canadian Field-Naturalist**, v. 124, n. 2, p. 169–178, 2010.
- CAVA, M. G. B. et al. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. **Journal for Nature Conservation**, v. 55, n. 3, p. 1164–1172, 2018.
- COUTINHO, A. G. et al. Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 22, n. 1, p. 61–70, 2018.
- DALLE LASTE, K. C.; DURIGAN, G.; ANDERSEN, A. N. Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, p. 1–14, 2018.
- DANTAS, V. DE L.; BATALHA, M. A.; PAUSAS, J. G. Fire drives functional thresholds on the savanna-forest transition. **Ecology**, v. 94, n. 11, p. 2454–2463, 2013.
- DE MORAES, M. G. et al. Fire and Drought: Soluble Carbohydrate Storage and Survival Mechanisms in Herbaceous Plants from the Cerrado. **BioScience**, v. 66, n. 2, p. 107–117, 2016.
- DUBOC, E. **O Cerrado e o Setor Florestal Brasileiro**. Distrito Federal: Embrapa Cerrados, 2008.
- DURIGAN, G. Reflexões sobre a restauração ecológica em regiões de cerrado. In: BARBOSA, L. M. (Ed.). Políticas Públicas para a Restauração Ecológica e Conservação da Biodiversidade: V Simpósio de Restauração Ecológica. São Paulo, Instituto de Botânica: SMA, 2013. p. 400. **Tropical**, v. 9, n. 1, p. 71–85, 2013.
- DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. G.; MELO, A. C. G. Retirada gradual de árvores exóticas plantadas para facilitar a regeneração da vegetação nativa do Cerrado. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p. 49.
- DURIGAN, G. Restauração da Cobertura Vegetal em Região de Domínio do Cerrado. In: GALVÃO, A. P. M.; PROFÍRIO DA SILVA, V. **Restauração Florestal: Fundamentos e Estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 139.

- DURIGAN, G. et al. **Manual para recuperação da vegetação de cerrado**. 3 ed. São Paulo: SMA- Secretaria do Meio Ambiente, 2011.
- DURIGAN, G. et al. Regeneração natural da vegetação de Cerrado sob floresta de *Eucalyptus citriodora*". **Revista de Biología Tropical**, v. 9, n. 1, p. 71–85, 1997
- DURIGAN, G.; GUERIN, N.; COSTA, J. N. M. Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: motivations, engagement, challenges and perspectives. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v. 368, n. 1619, 2013.
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, p. 11–15, 2016.
- FERNANDES, G. W. et al. Afforestation of savannas: an impending ecological disaster. **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 2, p. 146–151, 2016.
- FERRACIN, T. P. et al. Passive restoration of Atlantic forest following *Pinus taeda* harvesting in Southern Brazil. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 6, p. 770–776, 2013.
- FERREIRA, M. C.; WALTER, B. M. T.; VIEIRA, D. L. M. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 723–728, 2015.
- FIDELIS, A.; PIVELLO, V. R. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Brasileira*, v. 1, n. 2, p. 12–25, 2011.
- GIMENEZ, V. M. M. Estudo da recomposição florística do componente arbustivo-arbóreo em áreas utilizadas para o plantio de exóticas em um Cerrado de Luiz Antônio-SP. 2005. 144 f. Dissertação (Mestre em Ciências) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2005.
- GOEDERT, W. J.; WAGNER, E.; BARCELLOS, A. DE O. Savanas Tropicais: dimensão, histórico e perspectivas. In: FALEIRO, F. G.; NETO, A. L. F. (Eds.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 48–77.
- GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. DA C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? **Forest Ecology and Management**, v. 417, n. February, p. 281–290, 2018.
- GRACE, J. et al. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 387–400, 2006.
- HARRINGTON, T. B. Overstory and understory relationships in longleaf pine plantations 14 years after thinning and woody control. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 41, n. 12, p. 2301–2314, 2011.

- HOFFMANN, W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, v. 15, n. 7, p. 759–768, 2012.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.
- HU, H. et al. Silvicultural treatments for converting loblolly pine to longleaf pine dominance: Effects on ground layer and midstorey vegetation. **Applied Vegetation Science**, v. 19, n. 2, p. 280–290, 2016.
- IBÁ, - **INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES**, Relatório 2017. Disponível em <https://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf>. Acesso em: 20 de jun. 2016.
- JÚNIOR, G. V. P. et al. Brazilian savanna re-establishment in a monoculture forest: diversity and environmental relations of native regenerating understory in *Pinus caribaea* Morelet. stands. **Journal of Forestry Research**, v. 26, n. 3, p. 571–579, 2015.
- KASEL, S. et al. Forest Ecology and Management Restoration potential of native forests after removal of conifer plantation: A perspective from Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 338, p. 148–162, 2015.
- KIRKMAN, L. K. et al. Ground cover recovery patterns and life-history traits: Implications for restoration obstacles and opportunities in a species-rich savanna. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 3, p. 409–421, 2004.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707–713, 2005.
- LAMONT, B. B.; DOWNES, K. S. Fire-stimulated flowering among resprouters and geophytes in Australia and South Africa. **Plant Ecology**, v. 212, n. 12, pp. 2111–2125, 2011.
- LAPOLA, D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 1, p. 27–35, 2014.
- LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G. W. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 3, p. 482–492, 2014.
- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; ROBEIRO, J.F. (Eds). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 1279.

- LIMA, Y. B. C.; DURIGAN, G.; SOUZA, F. M. Germinação de 15 espécies vegetais do cerrado sob diferentes condições de luz. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 6, p. 1864–1872, 2014.
- LLOYD, J. et al. Contributions of woody and herbaceous vegetation to tropical savanna ecosystem productivity: a quasi-global estimate. **Tree Physiology**, v. 28, p. 451–468, 2008.
- LOPES, I. S. et al. Dinâmica da regeneração natural no sub-bosque de *Pinus caribaea* Morelet. var. *caribaea* na Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré, - PE. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 1, p. 95–107, 2016.
- LOUMETO, J. J.; HUTTEL, C. Understory vegetation in fast-growing tree plantations on savanna soils in Congo. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1–2, p. 65–81, 1997.
- MALYSZ, M.; OVERBECK, G. E. Distinct tree regeneration patterns in Araucaria forest and old monoculture tree plantations. **Brazilian Journal of Botany**, v. 7, 2018.
- MCDONALD, T. et al. **International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts**. Washington, D.C.: [s.n.].
- MENDES, J.C.T. Alternativas de colheita de *Eucalyptus* e seus impactos no solo e na vegetação nativa em processo de regeneração num plantio abandonado. 2012. 107 f. Tese. (Doutor em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/USP, Piracicaba, 2012.
- MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M. V. C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 85, p. 73–83, 2010.
- MISTRY, J. et al. New perspectives in fire management in South American savannas: The importance of intercultural governance. **Ambio**, v. 48, n. 2, p. 172–179, 2019.
- MURPHY, B. P. et al. Passive restoration of subtropical grassland after abandonment of cultivation. **Science**, v. 281, n. 1, p. 2395–2404, 2016.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. February, p. 853–858, 2000.
- ONOFRE, F. F.; ENGEL, V. L. Retirada de árvores de eucalipto para favorecer a regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p. 49.
- PARR, C. L. et al. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 4, p. 205–213, 2014.
- PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 1–7, 1997.

- PAUSAS, J. G. et al. Unearthing belowground bud banks in fire-prone ecosystems. **New Phytologist**, v. 217, n. 4, p. 1435–1448, 2018.
- PELLIZZARO, K. F. et al. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, p. 1–13, 2017.
- PENNINGTON, R. T. et al. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 48, p. 20359–20364, 2009.
- PIIROINEN, T.; VALTONEN, A.; ROININEN, H. Exotic plantations can ignite forest succession in the Afrotropics where natural forest regeneration is slow. **African Journal of Ecology**, v. 54, p. 524–528, 2016.
- PILON, N. A. L.; BUISSON, E.; DURIGAN, G. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 73–81, 2018.
- PILON, N. A. L. et al. Quantifying the short-term flowering after fire in some plant communities of a cerrado grassland. **Plant Ecology and Diversity**, v. 11, n. 3, 2018a.
- PILON, N. A. L. et al. Native remnants can be sources of plants and topsoil to restore dry and wet cerrado grasslands. **Restoration Ecology**, p. 1–12, 2018b.
- PILON, N. A. L. et al. Quantifying the short-term flowering after fire in some plant communities of a cerrado grassland. **Plant Ecology and Diversity**, v. 11, n. 3, 2018b.
- PINHEIRO, E. DA S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 3, p. 441–454, 2009.
- PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. **Fire Ecology**, v. 7, n. 1, p. 24–39, 2011.
- PYKE, G. H. Fire-Stimulated Flowering: A Review and Look to the Future. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 36, n. 3, p. 179–189, 2017.
- RATNAM, J. et al. When is a ‘forest’ a savanna, and why does it matter? **Global Change Biology**, v. 20, n. 5, p. 1–8, 2011.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: TECNOLÓGICA, E. I. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. 2 v ed. Brasília: [s.n.]. 2008. p. 151–199.
- RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000.

- RATAJCZAK, Z.; NIPPERT, J. B.; COLLINS, S. L. Woody encroachment decreases diversity across North American grasslands and savannas. **Ecology**, v. 93, n. 4, p. 697–703, 2012.
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242–1251, 2009.
- SCHMIDT, I. B. et al. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 5, p. 2094–2101, 2018.
- SCHOLERS, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-Grass Interactions in Savannas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 517–544, 1997.
- SER, 2004. (Society for Ecological Restoration International - Science and Policy Working Group). **The SER international primer on ecological restoration**. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 18 de nov. 2017.
- SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014.
- STEVENS, N. et al. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Global Change Biology**, v. 23, p. 235–244, 2017.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, 2017.
- TORCHELSEN, F. P.; CADENAZZI, M.; OVERBECK, G. E. Do subtropical grasslands recover spontaneously after afforestation? **Journal of Plant Ecology**, n. May, p. 1–7, 2018.
- VELDMAN, J. W. et al. Fire frequency, agricultural history and the multivariate control of pine savanna understorey plant diversity. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 6, p. 1438–1449, 2014.
- VELDMAN, J. W. et al. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 3, p. 154–162, 2015a.
- VELDMAN, J. W. et al. Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. **BioScience**, v. 65, n. 10, p. 1011–1018, 2015b.
- VELDMAN, J. W. et al. Grassy biomes: An inconvenient reality for large-scale forest restoration? A comment on the essay by Chazdon and Laestadius. **American Journal of Botany**, v. 104, n. 5, p. 649–651, 2017.
- VIANI, R. A. G. et al. Soil pH accounts for differences in species distribution and leaf nutrient concentrations of Brazilian woodland savannah and seasonally dry forest species. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 16, n. 2, p. 64–74, 2014.

- VIANI, R. A. G. et al. Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration: Perspectives From the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1–8, 2017.
- VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. DE M. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533–552, 2010.
- ZALOUMIS, N. P.; BOND, W. J. Grassland restoration after afforestation: No direction home? **Austral Ecology**, v. 36, n. 4, p. 357–366, 2011.
- ZALOUMIS, N. P.; BOND, W. J.; BOND, W. J. Reforestation or conservation? The attributes of old growth grasslands in South Africa. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, 2016.

2. O CERRADO NÃO SE REGENERA NATURALMENTE APÓS O CULTIVO DE PINUS: É PRECISO MANEJO

Capítulo preparado para ser submetido à revista *Restoration Ecology*

RESUMO

Embora plantações florestais possam catalisar a regeneração de florestas nativas, em se tratando de savanas e outros tipos de vegetação não florestal, as árvores plantadas podem ser um forte obstáculo à regeneração natural, exigindo intervenções para a sua restauração. Porém, faltam estudos para dar suporte às práticas de restauração após o uso da terra para silvicultura. Este estudo, realizado em duas regiões do estado de SP, teve como objetivo verificar se o abandono de plantações florestais de pinus seria suficiente para restaurar a vegetação nativa de savanas ou se seriam necessárias intervenções de manejo. Comparamos plantações abandonadas de pinus (pinus abandonado), áreas abandonadas após o corte raso das árvores plantadas (restauração passiva) e áreas com corte raso seguido pelo plantio de árvores nativas (restauração ativa). Comparamos as comunidades vegetais resultantes dessas práticas com cerrado típico (savana natural primária) e cerradão (savana adensada pela exclusão do fogo). Amostramos a riqueza e a densidade de árvores e regenerantes lenhosos nas duas regiões de estudo e a densidade e riqueza do estrato herbáceo, a cobertura de dossel e a cobertura do solo por vegetação nativa e por gramíneas exóticas em uma das duas regiões. As espécies amostradas foram classificadas em típicas de savana, florestais e generalistas. O pinus abandonado apresentou menor densidade, área basal e riqueza para as espécies arbóreas em geral e para espécies típicas de savana. As técnicas de restauração passiva e ativa resultaram em riqueza de espécies arbóreas típicas de savana semelhante à savana primária, mas apenas a restauração passiva apresentou densidade de árvores típicas de savana semelhantes à referência. Todas as práticas resultaram em alta cobertura de dossel e presença de espécies florestais e generalistas. Nenhuma das técnicas avaliadas resultou na recuperação do estrato herbáceo. O corte do pinus foi suficiente para restaurar a comunidade lenhosa típica de savana, mas é necessária intervenção para controlar o adensamento de árvores florestais e generalistas para evitar a formação de fisionomias florestais em vez de savanas. O estrato herbáceo nativo foi eliminado com as plantações florestais e sua reintrodução depende de restauração ativa.

Palavras-chave: Adensamento de árvores; Estrato herbáceo; Plantações florestais; Restauração ecológica; Savanas

ABSTRACT

Cerrado vegetation does not recover after pinus silviculture: management is necessary

Although forest plantations can catalyze the regeneration of native forests, in the case of savannas and other types of non-forest vegetation, planted trees can be a strong obstacle to natural regeneration, requiring additional interventions for their restoration. However, studies are lacking to support post-use restoration practices after afforestation. This study, carried out in two regions of the state of SP, aimed to verify if the abandonment of pine forest plantations would be sufficient to restore the native vegetation of savannas or if management would be necessary. We compared abandoned pine plantations (abandoned pine plantation), pine harvested areas followed by abandonment (passive restoration) and pine harvested areas followed by native tree planting (active restoration). We compared the vegetal communities resulting from these practices with old-growth and encroached savanna (resulting from fire suppression). We evaluated the richness and density of trees and woody regeneration in both regions and the density and richness of the herbaceous native community, ground cover by native species and by exotic grasses and the canopy cover in one region. Surveyed individuals were classified as savanna, forest and generalist species. The abandoned pine plantation had the lowest density, basal area and richness for total tree species and for savanna species. The passive and active restorations presented richness of savanna species similar to the old-growth savanna, but only the passive restoration presented tree density similar to the reference for savanna species. All practices had high canopy cover and forest and generalist species. None of the evaluated practices resulted in the recovery of the native herbaceous community. We concluded that pine harvesting is enough for savannas woody community restoration, but the density of the forest and generalist trees must be reduced to avoid the formation of forest physiognomies instead of savannas. The native herbaceous community has been eliminated with forest plantations and requires active restoration for reintroduction.

Keywords: Ecological restoration; Forest plantations; Herbaceous stratum; Savannas; Woody encroachment

2.1.Introdução

Em todo o planeta, a restauração de savanas é negligenciada e menos valorizada que a restauração de florestas (Veldman et al. 2015, 2017). No Brasil não é diferente e leis e ações de conservação, restauração e monitoramento têm maior força e são prioritariamente voltadas para florestas, negligenciando a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos do Cerrado brasileiro (Overbeck et al. 2013, 2015). O Cerrado abrange aproximadamente 10% das savanas tropicais e tem a flora mais rica dentre todas as savanas do planeta (Goedert et al. 2008; Klink & Machado 2005). O Cerrado também apresenta formações campestres e florestais, mas a vegetação predominante de árvores esparsas sobre o estrato gramíneo é que colocam o Cerrado dentro do bioma savana em escala planetária (Goedert et al. 2008; Sano et al. 2010). Devido à conversão de terras para sistemas produtivos, principalmente agropecuária, a biodiversidade do Cerrado está ameaçada e 46% de vegetação natural já foi perdida. Caso ações de conservação e restauração não sejam aplicadas, o Cerrado pode sofrer a maior extinção de espécies de plantas já relatadas no país (Strassburg et al. 2017).

Outra ameaça às savanas de todo o mundo é o plantio adensado de árvores onde estas eram ausentes ou esparsas (Veldman et al. 2015, 2017), como ocorre com os monocultivos para fins madeireiros em áreas de Cerrado (Gibbs et al. 2015; Veldman et al. 2015; Fernandes et al. 2016). Savanas apresentam árvores e arbustos esparsos e um estrato de vegetação herbácea contínua, onde se localiza sua maior biodiversidade (Scholer & Archer 1997; Goedert et al. 2008; Ratnam et al. 2011). O aumento da densidade de árvores altera a estrutura dos ecossistemas savânicos, favorecendo a formação de um dossel contínuo, que sombreia o subosque e elimina as espécies típicas de savana, intolerantes à sombra, principalmente as herbáceas nativas (Zaloumis & Bond 2011; Gainsbury & Colli 2014; Brewer et al. 2018; Abreu et al. 2017). Plantações florestais podem alterar as camadas superficiais do solo, destruindo os órgãos subterrâneos das espécies nativas, os quais são responsáveis pelo desenvolvimento da comunidade vegetal pós-distúrbio, sendo o estrato herbáceo, mais uma vez, o mais suscetível à diminuição de sua diversidade (Zaloumis & Bond 2011). Além disso, a camada de acículas formada pelas plantações de pinus pode impedir a germinação das espécies nativas (Veldman et al. 2014; Brewer et al. 2018; Pilon et al. 2018a).

Os monocultivos das espécies arbóreas exóticas de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) e pinus (*Pinus* spp.) vem se expandido no Cerrado, estimuladas pela demanda por produtos madeireiros, fazendo-se necessário o estudo do impacto dessas plantações sobre savanas (Fernandes et al. 2016) e, também, de técnicas de restauração dos ecossistemas, quando os

plantios são abandonados (Hu et al. 2016; Abella et al. 2017). Geralmente, a restauração de savanas convertidas em plantações florestais tem início com o abandono dos talhões plantados, mantendo-se as árvores em pé até sua senescência. Outras vezes, cortam-se as árvores plantadas, sem nenhuma ação subsequente, esperando-se que ocorra a regeneração natural. Mas também é comum a retirada das árvores seguida da introdução de espécie nativas (Abella et al. 2017; Malysz & Overbeck 2018).

Nas savanas do Cerrado, as plantações florestais de pinus já foram consideradas práticas de baixo impacto, com possível recuperação da comunidade nativa (Abreu et al., 2011; Durigan et al., 2011). Entretanto, esta resiliência foi encontrada principalmente para os indivíduos lenhosos nativos, sem considerar o estrato herbáceo (Abreu et al., 2011; Durigan et al. 2013). O corte das árvores seguido de abandono da área, embora recomendado (Abreu et al. 2011; Durigan et al. 2013) e com resultados promissores em ambientes campestres (Cuevas & Zalba 2010; Torchelsen et al. 2018) e em savanas na América do Norte (Catling & Kostiuk 2010; Abella et al. 2017), pode possibilitar a invasão por espécies exóticas e a colonização por ervas ruderais (Durigan et al. 2013; Zaloumis & Bond 2011; Zaloumis et al. 2016; Damasceno et al. 2018). Já a reintrodução de espécies nativas após o corte do pinus para a recuperação da estrutura de árvores esparsa é uma prática já realizada com frequência na América do Norte (Catling & Kostiuk 2010; Hu et al. 2016; Diaz-Toribio & Putz 2017), mas no Brasil ainda necessita de estudos visando sua eficácia, já que muitas vezes o plantio ocorre em alta densidade, com mudas de árvores de espécies florestais (Dalle Laste et al. 2018; Pilon et al. 2018b; Buisson et al. 2019).

Estudos sobre a necessidade de intervenção para a restauração em savanas são importantes para que investimentos desnecessários deixem de ser aplicados onde a regeneração natural é suficiente para a restauração da comunidade savânica (Cava et al. 2018). Ademais, a avaliação de práticas de restauração após silvicultura geralmente envolve a comparação isolada de plantações abandonadas com um ecossistema de referência (Abreu et al. 2011) ou a comparação de ecossistemas de referência com plantações em pé e áreas pós-corte seguidas de abandono (Zaloumis et al. 2016; Zaloumis & Bond 2011; Abella et al. 2017). A inclusão de áreas pós-corte seguida de manejo ou plantio é inexistente. Para preencher esta lacuna, no presente estudo avaliamos a regeneração da vegetação nativa típica das savanas do Cerrado sob as três principais práticas de restauração aplicadas em plantações florestais (pinus abandonado, restauração passiva pós-corte e restauração ativa pós-corte) e as comparamos com uma área de cerrado típico (representando as savanas naturais primárias) e duas áreas de cerradão

(decorrentes do adensamento das savanas primárias pela exclusão do fogo) em duas localidades no estado de São Paulo.

Objetivamos responder i) se é possível restaurar a vegetação típica de Cerrado, tendo como foco de restauração os ambientes savânicos sob plantios abandonados de pinus; ii) se há necessidade de manejo para que esta restauração ocorra e qual seria o manejo mais recomendado. Hipotetizamos que o corte do pinus abandonado possibilita a colonização por espécies típicas de Cerrado devido à maior incidência de luz e, portanto, (1) áreas com corte do pinus apresentariam maior diversidade de espécies lenhosas típicas de Cerrado do que plantios abandonados com as árvores mantidas em pé. A alta resiliência das savanas em situações sem grande degradação do solo (Durigan et al. 2011) possibilita: (2) que a regeneração natural após o corte do pinus seja suficiente para a restauração da comunidade lenhosa típica das savanas do Cerrado, sem a necessidade de novas intervenções, (3) que áreas pós-corte abandonadas apresentem composição florística lenhosa mais semelhante à vegetação típica das savanas do Cerrado, enquanto (4) plantios abandonados de pinus com as árvores em pé e áreas submetidas ao plantio de mudas de árvores nativas pós-corte do pinus levam à formação de uma comunidade lenhosa floristicamente mais semelhante ao cerradão, já que tanto os indivíduos de pinus como as espécies plantadas em alta densidade tendem a formar um dossel contínuo com sombreamento do subosque. Para finalizar, hipotetizamos que (5) em nenhuma das condições o estrato herbáceo típico das savanas do Cerrado se recuperará, em virtude do manejo, sombreamento, acúmulo de serapilheira e competição com as espécies exóticas (pinus e gramíneas).

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Áreas de estudo e delineamento experimental

Parte do estudo foi realizada na Floresta Estadual de Assis (22°34'58"S, 50°25'20"W) e na Estação Ecológica de Assis (22°35'23S, 50°22'54W), com 2.816,42 ha e 1.760 ha respectivamente, ambas localizadas em Assis-SP, Brasil (SMA 2007, 2010). O clima na região de Assis é do tipo Cfa (tropical sem estação seca- classificação de Köppen) (Alvares et al. 2013), com temperatura média anual de 21,8°C, precipitação média anual de 1.400 mm e chuvas concentradas de outubro a março (Brando & Durigan 2004). Os principais solos nas duas áreas, classificados de acordo com uma topossequência de montante a jusante, são: Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Amarelo e Gleissolo Háptico (Juhász et al.

2006). Na Floresta Estadual de Assis e na Estação Ecológica de Assis, a altitude varia de 500 a 588 m (SMA 2007, 2010).

A outra parte do estudo foi realizada na Estação Experimental de Mogi-Guaçu (22°15'29''S, 47°10'40''W) e na Reserva Biológica de Mogi-Guaçu (22°15'10''S, 47°09'18''W), localizadas em Mogi-Guaçu-SP, Brasil. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é o Cwa, caracterizado como quente e úmido, com temperatura média anual de 21°C (Alvares et al. 2013; SMA 2015). A precipitação média anual é de 1.350 mm, com chuva concentrada de novembro a março. Em ambas as áreas, predomina o Latossolo Vermelho-Amarelo, que é um solo profundo e homogêneo ao longo do perfil, com boa drenagem e fertilidade reduzida, devido à baixa saturação por bases (SMA 2015). A altitude varia de 600 a 660 m e o relevo tem declividade suave, não ultrapassando 10% (SMA 2015).

Para compararmos diferentes práticas de restauração em plantações abandonadas de pinus, foram escolhidas onze áreas em Assis-SP e quatro em Mogi-Guaçu-SP. Em Assis (Fig. 1), selecionamos áreas de pinus plantadas entre as décadas de 60 e 70 e dentre elas: (i) três talhões com último desbaste em 1995 e posterior abandono das árvores restantes (daqui em diante chamado de pinus abandonado); (ii) três talhões com o corte raso em 2002 e posterior abandono para regeneração natural (daqui em diante chamado de restauração passiva); (iii) três talhões com histórico de corte raso (1993), replantio de pinus (1997), eliminação deste por fogo (2001), e, por fim, plantio de árvores nativas e controle de gramíneas exóticas em 2002 (daqui em diante chamado de restauração ativa). Foram também selecionadas (iv) uma savana natural primária, representada por uma área de cerrado típico, referência alvo de nossas restaurações, caracterizada por apresentar árvores com densidade média de 870 ind.ha⁻¹ (DAP ≥ 5 cm), altura média em torno de 5 m e cobertura de dossel de aproximadamente 50% (detalhes em Pinheiro & Durigan 2012; Laste et al. 2018). Por fim, selecionamos uma área de cerradão, savana adensada pela exclusão do fogo, com densidade média dos indivíduos arbóreos de 1779 ind.ha⁻¹ (DAP ≥ 5 cm), altura média de aproximadamente 10 metros (DAP ≥ 5 cm) e cobertura do dossel em torno de 90% (Pinheiro & Durigan 2012).

A

B

Figura 1. A - Áreas amostradas na Floresta Estadual de Assis e Estação Ecológica de Assis. Amarelo – pinus abandonado; Azul – restauração passiva; Vermelho – restauração convencional. B – histórico das áreas.

Em Mogi-Guaçu (Fig. 2), foram selecionados três talhões de pinus plantados em 1965: (i) um talhão que sofreu a última roçagem do sub-bosque em 2012 para extração de resina, com posterior abandono da área (pinus abandonado); (ii) um talhão com corte raso em 2008 e posterior abandono da área (restauração passiva); (iii) um talhão, com corte raso em 2008, seguido de plantio de árvores e controle de gramíneas exóticas em 2015 (restauração ativa) e

(iv) um cerradão, também representado pelo adensamento das savanas naturais primárias devido a exclusão do fogo, assim como em Assis. Em Mogi-Guaçu, não selecionamos um cerrado típico devido à ausência dessa formação no entorno dos talhões. Não foi possível identificar as espécies de pinus de todos os talhões. Entretanto, estudo prévio em Assis-SP não encontrou diferença na vegetação nativa regenerante sob talhões de diferentes espécies de *Pinus* (Abreu, R.C.R. dados não publicados).

A

B

Figura 2. A - Áreas amostradas na Estação Experimental de Mogi-Guaçu e Reserva Biológica de Mogi-Guaçu. Amarelo – pinus abandonado; Azul – restauração passiva; Vermelho – restauração convencional. B – histórico das áreas.

Na restauração ativa em Assis-SP, a vegetação remanescente foi cortada e incorporada ao solo com rolo faca acoplado ao trator. Gramíneas exóticas foram controladas previamente e posteriormente ao plantio com herbicida glifosato. O plantio foi executado com 13 espécies (Apêndice A), no espaçamento 3 m x 2,5 m, com três linhas de árvores pioneiras de crescimento rápido (70% das mudas) para cada linha de não-pioneiras de crescimento lento (30%). Na restauração ativa em Mogi-Guaçu-SP, utilizou-se a condução da regeneração natural da vegetação já presentes na área e o plantio de 82 espécies (Apêndice B) de árvores e arbustos nos locais onde não havia regenerantes, numa densidade estimada de 446 mudas plantadas por ha.

2.1. Coleta de dados

Para avaliarmos a estrutura, a riqueza e a composição florística entre as práticas de restauração e referências, em Assis-SP foram instaladas seis parcelas em cada uma das três práticas de restauração (duas parcelas por talhão) e três parcelas em cada ecossistema de referência (cerradão e savana primária), totalizando 24 parcelas. Em Mogi-Guaçu-SP, foram instaladas três parcelas para cada prática de restauração e três parcelas no cerradão, totalizando 12 parcelas. As parceladas alocadas em ambas as áreas tinham 20 m x 50 m (Fig. 3) e, no pinus abandonado e na restauração ativa, foram implantadas na diagonal às linhas de plantio, para evitar erros na estimativa de densidade decorrentes do alinhamento em diferentes espaçamentos.

Figura 3. Representação da parcela de 20 m x 50 m de amostragem de árvores e regenerantes lenhosos. O retângulo colorido no interior da parcela representa a subparcela de 1 m x 50 m de amostragem dos regenerantes lenhosos e do estrato herbáceo. A transecção localizada no centro da parcela foi usada para avaliar a cobertura do solo por vegetação nativa e por gramíneas exóticas. As setas indicam o local de avaliação da cobertura do dossel.

Em cada parcela, árvores (arbustos e palmeiras) com diâmetro do tronco a 1,3 m acima do solo (DAP) ≥ 5 cm, excluindo o pinus, foram identificados e tiveram o DAP mensurado para obtenção da área basal por parcela. Os indivíduos plantados nas áreas de restauração ativa foram incluídos na amostragem devido a dificuldade de diferenciação entre indivíduos plantados e regenerantes. Ao centro da parcela, foi implantada uma subparcela de 1 m x 50 m, onde os regenerantes lenhosos com altura ≥ 50 cm e DAP < 5 cm foram quantificados e identificados (Fig. 3). Em Assis-SP, foram incluídas a avaliação do estrato herbáceo e das variáveis ambientais cobertura do solo por vegetação nativa, cobertura do solo por gramíneas exóticas e cobertura do dossel (cobertura do solo pelas copas das árvores). Na avaliação do estrato herbáceo foram incluídos ervas e subarbustos, quantificando-os e identificando-os nas subparcelas de 1 m x 50 m de Assis-SP (Fig. 3). Para as espécies lenhosas difíceis de categorizar como arbusto ou subarbusto em campo, foram incluídas apenas aquelas classificadas como subarbusto de acordo com a Flora do Brasil (2020).

As árvores e regenerantes lenhosos foram amostrados de fevereiro a agosto de 2017 e o estrato herbáceo em janeiro de 2018. Nestes períodos, as áreas de restauração ativa tinham cerca de 16 anos em Assis-SP e 2 anos em Mogi-Guaçu-SP. A identificação das plantas seguiu o sistema de classificação APG IV (2016). As espécies amostradas foram classificadas de acordo com seu habitat de preferência, segundo Abreu et al. (2017) e Flora do Brasil (2020),

em: (1) espécies típicas de savana, encontradas nas formações abertas do Cerrado (2) espécies florestais, ocorrentes apenas em formações florestais, e (3) espécies generalistas, encontradas em formações savânicas e florestais. Espécies nativas de outros países foram classificadas como exóticas. No estrato herbáceo, as espécies gramínoides (Poaceae e Cyperaceae) e Commelinaceae foram avaliadas apenas pela sua riqueza, devido à impossibilidade de se contar os indivíduos.

Para avaliar a cobertura do solo por vegetação nativa e a cobertura do solo por gramíneas exóticas utilizamos o método de cobertura de linhas (Canfield 1941). No centro de cada parcela estendemos uma trena de 50 m (Fig. 3) e os seus segmentos sobre vegetação nativa foram medidos e somados, convertidos em percentagem. A cobertura por vegetação nativa é um dos indicadores usuais da restauração ecológica (Chaves et al. 2015; Viani et al. 2017). O mesmo método foi utilizado para quantificar a cobertura por gramíneas exóticas. Na avaliação de cobertura do solo por vegetação nativa, as trepadeiras não foram contabilizadas, pois onde eram hiperabundantes era clara a diminuição de regeneração natural (Schnitzer et al. 2000; Schnitzer & Carson 2010). A cobertura do dossel foi avaliada com um densiômetro esférico côncavo, Modelo-C, marca *Forest Densiometers*. As medidas foram realizadas na transecção central da parcela, em quatro pontos distantes 10 m entre si (Fig. 3). Em cada ponto foram tomadas quatro medidas, cada uma voltada a um ponto cardinal: norte, sul, leste e oeste (Lemmon 1957). Foi tirada uma média dos quatro valores para cada ponto e, para representar a parcela como um todo, foi calculada a média dos quatro pontos.

2.2.2. Análise de Dados

As variáveis densidade de indivíduos, área basal, cobertura do solo por vegetação nativa, por gramíneas exóticas e cobertura do dossel foram utilizadas como indicadores para comparar as práticas de restauração e as áreas referência por meio da análise de variância para experimentos inteiramente casualizados, baseado em um modelo linear generalizado misto. As localidades foram consideradas efeito aleatório e as práticas de restauração e áreas de referência o fator fixo. Para a análise dos dados foi adotado o modelo para dados aderentes à distribuição gaussiana. Quando constatada diferença entre áreas, foi realizado o teste a posteriori de Tukey-Kramer, com nível de significância de 5%. As análises foram feitas separadamente para árvores, regenerantes lenhosos e para o estrato herbáceo. Parcelas *outliers* foram retiradas das análises quando necessário (ver detalhes no Apêndice C & D). Os modelos foram analisados pelo programa SAS.

A riqueza foi comparada considerando o menor número de indivíduos, pelo método de rarefação, de forma a possibilitar a comparação entre as áreas pela eliminação da diferença do esforço amostral (Gotelli & Colwell 2001). Foi realizada uma análise de ordenação por coordenadas principais (PCO), com base na similaridade de Jaccard, para comparar a composição florística entre as práticas de restauração e as referências. As comparações de riqueza e a PCO foram feitas pelo programa PAST. 3,14 (Hammer et al. 1999).

2.3. Resultados

2.3.1. Estrutura

O pinus abandonado apresentou menores valores para a densidade de árvores total ($F = 55,78$ e $p = 0,0001$) e área basal total ($F = 67,21$ e $p = 0,0001$), embora para densidade não tenha diferido da savana primária e da restauração ativa e para área basal tenha sido similar à savana primária e à restauração passiva (Fig. 4A & 4B). As duas práticas com corte do pinus (restauração passiva e ativa) não apresentaram diferença de densidade e área basal total em relação à savana primária (Fig. 4A & 4B). Quando consideramos apenas as espécies arbóreas típicas de savana, a densidade não diferiu entre as áreas de restauração e apenas a restauração passiva atingiu densidades similares à savana primária (Fig. 4C; $F = 4,94$ e $p = 0,004$). A savana primária apresentou área basal de espécies savânicas superior às técnicas de restauração (Fig. 4D; $F = 31,58$ e $p = 0,0001$). A densidade de árvores e a área basal de espécies generalistas e florestais foi maior no cerradão, intermediária na restauração passiva e na ativa e menor na savana primária e no pinus abandonado (Fig. 4E & 4F).

Figura 4. Densidade e área basal dos indivíduos lenhosos com DAP ≥ 5 cm em áreas de restauração e ecossistemas de referência em Assis e Mogi-Guaçu, SP, Brasil. Total indica a inclusão dos indivíduos identificados e não identificados, exceto espécies exóticas. As barras indicam os valores estimados resultantes de um modelo linear generalizado misto $\pm$ erro padrão. Valores negativos gerados pelo modelo foram apresentados como zero para melhor representação dos gráficos (ver detalhes em apêndice C). Letras diferentes indicam diferença entre áreas (Tukey-Kramer, $p \leq 0,05$). cerr. – cerradão; sav. prim. – savana primária; pin. aban. – pinus abandonado; res. pass. – restauração passiva; res. ativ. – restauração ativa.

Os regenerantes lenhosos (total) foram mais abundantes nos ecossistemas de referência e não diferiram entre as práticas de restauração (Fig. 5A; $F = 44,09$ e $p = 0,0001$). Para espécies savânicas, os regenerantes foram, ao menos, seis vezes mais abundantes na savana primária que nas outras áreas (Fig. 5C; $F = 22,73$ e $p = 0,0001$) e, para espécies florestais e generalistas, o cerradão apresentou mais de cinco vezes mais regenerantes que qualquer outra área (Fig. 5E; $F = 184,05$ e $p = 0,0001$). A savana primária apresentou a maior densidade de ervas total (Fig. 5B; $F = 42,73$ e $p = 0,0001$) e de ervas típicas de savana (Fig. 5D; $F = 41,44$ e $p < 0,0001$), enquanto o cerradão teve maior densidade de ervas florestais e generalistas (Fig. 5F; $F = 5,50$ e $p = 0,004$).

Figura 5. Densidade dos regenerantes lenhosos ($DAP < 5m$ e $H \geq 50$ cm, ambas localidades) em Assis e Mogi-Guaçu, SP, Brasil, e do estrato herbáceo (somente Assis-SP - excluindo ervas gramíneas e Commelinaceae) em áreas de restauração e ecossistemas de referência. Total indica a inclusão dos indivíduos identificados e não identificados. As barras indicam os valores estimados resultantes de um modelo linear generalizado misto $\pm$ erro padrão (ver detalhes em apêndice D). Letras diferentes indicam diferença entre áreas (Tukey-Kramer, $p \leq 0,05$). cerr. – cerradão; sav. prim. – savana primária; pin. aban. – pinus abandonado; res. pass. – restauração passiva; res. ativ. – restauração ativa.

2.3.1. Riqueza e composição florística

Ao todo, foram amostradas 217 espécies nativas e cinco espécies exóticas, considerando todas as formas de vida (indivíduos lenhosos e herbáceos; apêndice C). Nos estratos lenhosos foram encontradas 170 espécies, pertencentes a 47 famílias e, no herbáceo, 45 espécies de 17 famílias botânicas. Do total de espécies herbáceas, apenas 14 não foram amostradas na savana primária, que apresentou 69% do total de espécies amostradas neste estrato se consideradas todos os tratamentos e 55% de espécies exclusivas (Apêndice E & F).

O pinus abandonado apresentou a menor riqueza rarefeita de árvores total (espécies nativas, incluindo morfotipos, espécies típicas de savana e espécies florestais e generalistas) e de árvores típicas de savana (Fig. 6A & 6C). A restauração ativa, ao ser comparada com as demais práticas de restauração (pinus abandonado e restauração passiva), apresentou a maior riqueza de árvores total, de espécies típicas de savana e de espécies florestais e generalistas (Fig. 6A, 6C & 6E). Entretanto, ambas as áreas pós-corte não diferiram da savana primária para riqueza de espécies arbóreas típicas de savana (Fig. 6C). Para os regenerantes lenhosos, o pinus abandonado e a savana primária apresentaram a menor riqueza total (Fig. 6B) e não houve diferença entre os tratamentos para espécies típicas de savana e espécies florestais e generalistas (Fig. 6D & 6F). Porém, houve um pequeno número de indivíduos de espécies generalistas e florestais encontrados na savana primária, o que limita as comparações de riqueza rarefeita (Fig. 6F, Apêndice F). Os dados descritivos do número de espécies e da proporção de espécies de savana e generalistas indicam que, de modo geral, para árvores, as três práticas de restauração apresentaram riqueza de espécies savânicas e de florestais/generalistas em proporções similares entre os grupos de espécies, embora o pinus tenha apresentado a menor riqueza (Apêndice F). Em relação aos regenerantes lenhosos, o pinus abandonado apresentou maiores proporções de espécies de savana, seguido pela restauração passiva e ativa, esta última apresentando mais espécies florestais/generalistas do que espécies savânicas (Apêndice F).

Figura 6. Curvas de rarefação da riqueza de espécies lenhosas nativas em áreas de restauração e ecossistemas de referência em Assis e Mogi-Guaçu, SP, Brasil. Total indica a inclusão dos indivíduos identificados e os morfotipados. cerr – cerradão (n = 6); sav. prim – savana primária (n = 3); pins – aban. – pinus abandonado (n = 9); rest. pass. – restauração passiva (n = 9); rest. ativ. - restauração ativa (n = 9).

A savana primária apresentou maior riqueza de espécies total e foi a única a apresentar mais de uma espécie herbácea típicas de savana (Fig. 7A & 7B). Apenas uma espécie típica de savana foi encontrada no pinus abandonado e na restauração ativa, enquanto o cerradão e a restauração passiva não apresentaram espécies herbáceas típicas de savana (Fig. 7B e Apêndice F). As práticas de restauração não diferiram entre si para o número de espécies florestais e generalistas (Fig. 7C).

Figura 7. Curva de rarefação da riqueza de espécies herbáceas (excluindo ervas gramíneas e Commelinaceae) nativas em áreas de restauração e ecossistemas de referência em Assis, SP, Brasil. Total indica a inclusão dos indivíduos identificados e os morfotipados. cerr – cerradão (n = 6); sav. prim – savana primária (n = 3); pins – aban. – pinus abandonado (n = 9); rest. pass. – restauração passiva (n = 9); rest. ativ. restauração ativa (n = 9).

As práticas de restauração entre as cidades de Assis e Mogi-Guaçu apresentaram diferença em sua composição florística tanto para os indivíduos arbóreos como para os regenerantes lenhosos (Fig.8). Pinus abandonado apresentou a maior diferença na composição florística com as referências nas duas cidades e para ambos os estratos (Fig. 8). As duas práticas de restauração pós corte em Assis (restauração passiva e ativa) apresentaram maior semelhança em sua composição florística com a savana primária, comparado as mesmas práticas em Mogi-Guaçu e ao pinus abandonado nas duas cidades (Fig. 8A). Para o estrato lenhoso regenerante, a composição florística da restauração passiva e ativa de Mogi-Guaçu foi mais semelhante a savana primária, comparado ao pinus abandonado da mesma cidade e as três práticas de restauração em Assis (Fig. 8B). Os regenerantes lenhosos de Assis apresentaram maior semelhança em sua composição florística com o cerradão do que com a savana primária, sendo a restauração passiva a prática de maior semelhança, seguida da restauração ativa (Fig 8B).

Figura 8. Análise de Ordenação por Componentes Principais da composição florística em áreas de restauração e ecossistemas de referência em Assis e Mogi-Guaçu, SP, Brasil. A - Árvores com DAP $\geq$ 5 cm (o eixo 1 explica 15,6% e o eixo 2 11,2%). B – Estrato regenerante lenhoso (DAP < 5 cm e H $\geq$ 50 cm, o eixo 1 explica 13,8% e o eixo 2 10,6%). Foram considerados indivíduos identificados a nível de espécie, incluindo espécies savânicas, florestais e generalistas. cerr – cerrado (n = 6); sav. prim – savana primária (n = 3); pins – aban. – pinus abandonado (n = 9); rest. pass. – restauração passiva (n = 9); rest. ativ. restauração ativa (n = 9).

As coberturas do solo por vegetação nativa e por gramíneas exóticas não diferiram entre as práticas de restauração e as áreas referência (Fig. 9A & 9B; $F = 2,09$ e $p = 0,2$; $F = 2,16$ e $p = 0,19$, respectivamente). A cobertura do dossel foi semelhante entre as três práticas de restauração, e a restauração passiva e o pinus abandonado apresentaram valores semelhantes

ao cerradão (Fig. 9C; $F = 32,50$ e $p = 0,0003$). A savana primária apresentou os menores valores de cobertura do dossel (Fig. 9C).

Figura 9. Cobertura do solo por vegetação nativa, por gramíneas exóticas e por copa das árvores (cob. dossel) em áreas de restauração e ecossistemas de referência em Assis, SP, Brasil. As barras indicam os valores estimados em um modelo linear generalizado misto $\pm$ erro padrão. Letras diferentes indicam diferença entre áreas (Tukey-Kramer, $p \leq 0,05$, ver detalhes em apêndice E). cerr – cerradão ($n = 6$); sav. prim – savana primária ($n = 3$); pins – aban. – pinus abandonado ($n = 9$); rest. pass. – restauração passiva ($n = 9$); rest. ativ. restauração ativa ($n = 9$).

2.4. Discussão

Neste estudo objetivamos responder se a vegetação típica de savana se recupera em áreas abandonadas de pinus ou se haveria a necessidade de intervenção após o abandono das plantações florestais. Os talhões de pinus, mesmo depois de vários anos de abandono, apresentaram os menores valores de densidade e área basal do estrato arbóreo e sua riqueza de árvores foi a menor dentre as práticas de restauração. As três práticas de restauração apresentaram menores densidade de regenerantes comparadas à savana primária, entretanto, as restaurações passiva e ativa tiveram a estrutura da comunidade de árvores recuperada e valores de riqueza de espécies arbóreas típicas de savana semelhantes à savana primária. Assim, nossos resultados indicam que as espécies arbóreas de savana estão presentes nas áreas após o corte do pinus, e que não há necessidade de sua introdução por restauração ativa. Entretanto, a contribuição de espécies florestais e generalistas na formação da estrutura e riqueza nas áreas de restauração e a formação de um dossel mais semelhante ao cerradão indicam que as restaurações estão caminhando para a formação de fisionomias florestais, e que gradativamente as espécies típicas de savana deverão ser eliminadas. As plantações florestais de pinus se mostraram prejudiciais para o desenvolvimento do estrato herbáceo nativo do Cerrado, pois, mesmo após vários anos do corte das árvores, em nenhuma prática de restauração houve a recolonização por ervas típicas de savana.

Nós hipotetizamos que o simples abandono do pinus não seria suficiente para desencadear a restauração da comunidade lenhosa típica de savana e nossos resultados corroboram esta hipótese. Pinus abandonado apresentou a menor riqueza de espécies de árvores total e típicas de savana (Fig 6A & 6C; Apêndice F). A densidade total de árvores nativas sob o pinus foi a menor dentre as práticas de restauração e, juntamente com a restauração ativa, o pinus apresentou a menor densidade de árvores típicas de savana (Fig. 4A & 4C). A área basal total, também apresentou os menores valores sob o pinus abandonado, embora não tenha se diferenciado das práticas de restauração para árvores típicas de savana (Fig. 4B & 4D). Portanto, nossos resultados contradizem a ideia de que plantações abandonadas de pinus seriam redutos de biodiversidade de espécies típicas de savana, como outrora observado na mesma região do estudo (Abreu et al. 2011). Em contrapartida, nosso estudo corrobora a tese de que há limitações para o desenvolvimento de espécies arbóreas sob plantações de pinus abandonadas, como observado em área de abandono com 14 anos em savana nos Estados Unidos (Abella et al. 2017). A competição entre o pinus e o estrato arbóreo nativo pode ter militado a colonização e o crescimento das árvores nativas, já que as áreas que tiveram o pinus

cortado apresentaram maiores valores para indicadores estruturais e maior riqueza (Fig. 4A & 4C; Fig 6A & 6C; Apêndice F), corroborando outros estudos de restauração de savana após o corte do pinus (Catling & Kostiuk 2010; Durigan et al. 2013; Abella et al. 2017). A alta capacidade de invasão de savanas abertas por árvores de pinus, com consequente diminuição da biodiversidade da comunidade nativa (Abreu & Durigan 2011; Abreu & Durigan 2013) reforça a ideia, em uma perspectiva mais ampla, de que dentre as opções de restauração avaliadas neste estudo, a manutenção do pinus em pé não seria a melhor opção.

Adicionalmente, perguntamos se haveria necessidade de intervenção após o corte do pinus. Ambas as práticas pós corte apresentaram riqueza rarefeita para árvores e regenerantes de espécies típicas de savana semelhante à savana primária (Fig. 6C & 6D). Entretanto, apenas a restauração passiva apresentou densidade semelhante à referência ao considerarmos espécies típicas de savana (Fig. 4C), o que indica que a vegetação arbórea pode ser recuperada em áreas pós corte do pinus sem a necessidade de plantio de árvores. Esta recuperação foi possível provavelmente via rebrota dos indivíduos já presentes nas áreas, visto que a regeneração natural por sementes em espécies arbóreas típicas de Cerrado é baixa (Salazar et al. 2012) e as áreas estão predominantemente cercadas por fisionomias florestais com poucas manchas de cerrado típico como fonte de propágulo. É importante ressaltar que as espécies florestais e generalistas apresentaram grande contribuição na formação da estrutura arbórea da vegetação para as duas práticas de restauração (Fig. 4E & 4F). O dossel mais fechado nas restaurações em relação à savana primária corrobora nossos resultados. Espécies florestais apresentam copas maiores, o que aumenta o sombreamento no sub-bosque, eliminando espécies típicas de savana, que são intolerantes à sombra (Hoffman et al. 2005; Rossatto et al. 2009). Assim, o corte das árvores de pinus já seria suficiente para a recuperação da vegetação arbórea, como já constatado no Brasil (Durigan et al. (2013) e em outras regiões do mundo (Hu et al. 2016; Abella et al. 2017), com a ressalva de que caso não haja manejo do fogo ou diminuição da cobertura do dossel via desbaste de árvores, com o tempo, a estrutura arbórea estará cada vez mais representada por espécies florestais e generalistas. A substituição de espécies típicas de savana, intolerantes à sombra, por espécies florestais e generalistas após a exclusão do fogo é uma tendência relatada na região do estudo e em outras áreas de savana no Brasil (Mantovani 1983; Rotiman et al 2008; Pinheiro & Durigan et al 2009; 2012; Abreu et al 2017; Rossatto et al 2018; Mariano et al 2019). O adensamento de savanas primárias é uma preocupação global, constatado em várias regiões mundo, além do Brasil, embora outros fatores além do fogo, como ausência de megaherbívoros, aumento na concentração de CO₂ atmosférico e variações na precipitação também sejam apontados como causa (Ratajczak et al. 2012; Stevens et al. 2016; 2017; Zhang et al. 2019).

As práticas de restauração de Assis e Mogi-Guaçu apresentaram diferença em sua composição florística tanto para os indivíduos arbóreos como para os regenerantes lenhosos, e, ao contrário do que hipotetizamos, a restauração passiva não foi floristicamente mais semelhante à savana primária e, também, o pinus abandonado e a restauração ativa não foram mais semelhantes ao cerradão (Fig. 8). Pinus abandonado foi a prática com maior diferença na composição florística em relação a savana primária, comprovando a importância da retirada dos indivíduos plantados para a restauração das áreas. Embora as restaurações passiva e ativa de Assis tenham composição florística mais semelhante a savana, os regenerantes lenhosos da cidade apresentaram maior semelhança com o cerradão. Em contrapartida, os regenerantes lenhosos de Mogi-Guaçu, cujo manejo foi mais recente, foram floristicamente mais semelhantes a savana. Os resultados vão de encontro com a ideia de que, com o passar do tempo, a supressão do fogo em áreas previamente ocupadas por savana favorece a formação de fisionomias florestais, embora os indicadores estruturais ainda estejam bastante distantes do cerradão utilizado como referência (Fig. 5E).

O estrato herbáceo composto por espécies típicas de savana não foi recuperado, corroborando nossa última hipótese. Para nenhuma prática de restauração a comunidade herbácea nativa foi recuperada a níveis próximos dos encontrados na savana primária (Fig. 7). A ausência das herbáceas nativas pode ter ocorrido devido ao dano causado pelo preparo do solo e manejo silvicultural das plantações florestais, que podem comprometer suas estruturas subterrâneas (Zaloumis & Bond 2011; Zaloumis et al. 2016; De Moraes et al. 2016; Buisson et al. 2019) e/ou pelo sombreamento devido à formação do dossel de pinus e posteriormente do dossel de espécies nativas pós-corte (Hoffman et al 2005; Pinheiro & Durigan 2009; de Abreu & Durigan 2011; Veldman et al. 2015; Brewer et al. 2018). Adicionalmente, nas áreas onde o dossel ainda se apresentava aberto, houve a prevalência de ervas típicas de ambientes degradados e gramíneas exóticas invasoras (observação pessoal), corroborando resultados encontrados em outras plantações de pinus, com e sem corte das árvores (Kirkman et al. 2004; Zaloumis & Bond 2011; Zaloumis et al. 2016; Brewer et al. 2018, Damasceno et al., 2018). A ausência de propágulos no entorno das áreas, o baixo potencial de regeneração via semente, e, o fato de que a principal forma de desenvolvimento das herbáceas típicas de savana se dá via rebrota, fazem com que uma vez retiradas do ambiente, seja pela degradação do solo, pelo fechamento do dossel ou pela competição com espécies invasoras, dificilmente estas espécies voltem a se desenvolver naturalmente nas áreas (Zaloumis et al. 2016; Zaloumis & Bond 2011; Assis; 2017; Damasceno et al. 2018, Buisson et al. 2019).

2.5. CONCLUSÃO

A estrutura arbórea incipiente e a menor riqueza de árvores nativas em talhões de pinus abandonados indicam que a manutenção das árvores de pinus em pé após o abandono da plantação não contribui para restaurar a comunidade lenhosa típica de savana. A densidade de árvores e riqueza semelhantes à savana primária nas áreas de restauração passiva indicam a não necessidade do plantio de indivíduos lenhosos por restauração ativa. A não necessidade de intervenção é possível caso os danos no solo não sejam suficientes para impedir a rebrota das espécies típicas de savana ou caso haja fontes de propágulos no entorno das áreas. Os resultados também sugerem que a vegetação dessas áreas tende a formar fisionomias florestais no futuro, dada a predominância de espécies florestais e generalistas, a formação de um dossel mais semelhante ao cerrado e a ausência de um estrato herbáceo com espécies savânicas.

Para áreas previamente ocupadas por savanas primárias que tiveram o pinus cortado e que foram recentemente abandonadas, sugerimos o monitoramento do adensamento dos indivíduos lenhosos para a manutenção da estrutura aberta típica de savana, prática já recomendada para pastagens abandonadas (Cava et al. 2018). Para áreas de restauração adensadas, como no presente estudo, recomendamos o desbaste de indivíduos arbóreos nativos, pelo menos enquanto houver restrições legais ao uso do fogo como prática de manejo de ecossistemas em restauração (Durigan & Ratter 2016). Após a formação de um ambiente aberto, característico de savanas, sugerimos o controle de gramíneas invasoras e a reintrodução ativa do estrato herbáceo do Cerrado (Ferreira et al. 2015; Cava et al. 2018; Pilon et al. 2018b; Buisson et al. 2019), já que sua capacidade de colonização é baixa (Zaloumis & Bond 2011; Abreu et al. 2017; Cava et al. 2018; Buisson et al. 2019).

No Brasil, a restauração ativa do estrato herbáceo típico de savana aliado ao controle de gramíneas exóticas ainda é um grande desafio para a recuperação das áreas abertas de Cerrado (Buisson et al. 2019). Resultados promissores da reintrodução das herbáceas nativas já foram encontrados principalmente com a utilização de semeadura direta (Sampaio et al. 2015; Coutinho et al. 2018; Pellizzaro et al. 2017) e transposição de *topsoil* e de material vegetal de áreas naturais (Ferreira et al. 2015; Le Stradic et al. 2014; Pilon et al. 2018b). Entretanto, o conhecimento sobre a biologia reprodutiva dessas espécies e suas formas de propagação, tanto natural como em restaurações, ainda são escassos (Buisson et al. 2019). O controle de gramíneas exóticas também já provou ser possível em pequena escala, geralmente associado a mais de uma prática de manejo (Buisson et al. 2019), como o uso do fogo e a capina manual na rebrota das espécies exóticas pós fogo (Assis 2017) ou a retirada das gramíneas exóticas seguida de

transferência de topsoil de áreas de savana natural (Pilon et al. 2018b). Entretanto, seu controle ou eliminação em larga escala ainda é desafiador devido a dificuldade em se manter práticas de controle a longo prazo e de se aplicá-las a grandes áreas (Sampaio et al. 2015; Martins et al. 2017; Buisson et al. 2019).

REFERÊNCIAS

- Abella SR, Schetter TA, Walters TL (2017) Restoring and conserving rare native ecosystems: A 14-year plantation removal experiment. *Biological Conservation* 212:265–273
- Abreu RCR et al. (2017) The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances* 3:e1701284
- Abreu RCR et al. (2011) Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Forest Ecology and Management* 262:1452–1459
- de Abreu RCR, Durigan G (2011) Changes in the plant community of a brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *pinus elliottii* engelm. *Plant Ecology and Diversity* 4:269–278
- Abreu RCR de, Durigan G (2013) Erradicação da invasão por árvores de *Pinus* no Cerrado. In: *Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas*. Durigan, G & Ramos, VS, editors. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo pp. 43–46.
- Alvares CA et al. (2013) Köppen ' s climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22:711–728
- APG (2016) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants : APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181:1–20
- Brando PM, Durigan G (2004) Changes in Cerrado Vegetation after Disturbance by Frost (São Paulo State , Brazil). *Changes* 175:205–215
- Brewer JS et al. (2018) Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. *Biological Invasions* 1–14
- Buisson E et al. (2019) Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews* 94:590-609
- Catling PM, Kostiuk B (2010) Successful re-establishment of a native savannah flora and fauna on the site of a former pine plantation at Constance Bay, Ottawa, Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 124:169–178

- Cava MGB et al. (2018) Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old- - growth savannas. *Journal for Nature Conservation* 55:1164–1172
- Chaves RB et al. (2015) On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success : new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology* 23:754–759
- Coutinho AG et al. (2018) Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. *Applied Vegetation* 22:61-70
- Cuevas YA, Zalba SM (2010) Recovery of Native Grasslands after Removing Invasive Pines. *Restoration Ecology* 18:711–719
- Dalle Laste KC, Durigan G, Andersen AN (2018) Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. *Austral Ecology* 44:313-326
- Damasceno G et al. (2018) Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biological Invasions* 6:1–9
- Diaz-Toribio MH, Putz FE (2017) Clear-Cuts Are Not Clean Slates: Residual Vegetation Impediments to Savanna Restoration. *Castanea* 82:58–68
- Durigan G, Ratter JA (2016) The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology* 53:11–15
- Durigan G et al. (2011) Manual para recuperação da vegetação de cerrado. 3 ed. SMA-Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo
- Durigan G, Silveira ÉR da, Melo ACG de (2013) Retirada gradual de árvores exóticas plantadas para facilitar a regeneração da vegetação nativa do Cerrado. In: Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas. Durigan, G & Ramos, VS, editors. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo pp. 27–30.
- Fernandes GW et al. (2016) Afforestation of savannas: an impending ecological disaster. *Natureza e Conservacao* 14:146–151
- Ferreira MC, Walter BMT, Vieira DLM (2015) Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restoration Ecology* 23:723–728
- Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br> (accessed 17 Jan 2017)
- Gainsbury AM, Colli GR (2014) Effects of abandoned Eucalyptus plantations on lizard communities in the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation* 23:3155–3170
- Gibbs HK et al. (2015) Brazil's Soy Moratorium. *Science* 347:377–378
- Goedert WJ, Wagner E, Barcellos A de O (2008) Savanas Tropicais: dimensão, histórico e perspectivas. In: Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade,

- agronegócio e recursos naturais. Faleiro, FG & Neto, ALF, editors. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF pp. 48–77.
- Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 379–391
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (1999) PAST: Paleontological Statistics Software Package. *Palaeontologia Electronica* 4:9
- Harrington TB (2011) Overstory and understory relationships in longleaf pine plantations 14 years after thinning and woody control. *Canadian Journal of Forest Research* 41:2301–2314
- Hoffmann WA et al. (2005) Seasonal leaf dynamics across a tree density gradient in a Brazilian savanna. *Oecologia* 145:306–315
- Hu H et al. (2016) Silvicultural treatments for converting loblolly pine to longleaf pine dominance: Effects on ground layer and midstorey vegetation. *Applied Vegetation Science* 19:280–290
- Juhász P et al. (2006) Dinâmica físico-hídrica de uma topossequeência de solos sob savana florestada (Cerradão) em Assis, SP. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 30:401–412
- Kirkman LK et al. (2004) Ground cover recovery patterns and life-history traits: Implications for restoration obstacles and opportunities in a species-rich savanna. *Journal of Ecology* 92:409–421
- Klink CA, Machado RB (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19:707–713
- Le Stradic S, Buisson E, Fernandes GW (2014) Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. *Applied Vegetation Science* 17:482–492
- Lemmon PE (1957) A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry* 55:667–668
- Malysz M, Overbeck GE (2018) Distinct tree regeneration patterns in Araucaria forest and old monoculture tree plantations. *Brazilian Journal of Botany* 41:621–629
- Mantovani W (1983) Composição e similaridade florística fenologia e espectro biológico da Reserva Biológica de Mogi-Guaçu - mestrado. Universidade Estadual de Campinas
- Mariano V, Reboló IF, Christianini A V. (2019) Fire-sensitive species dominate seed rain after fire suppression: Implications for plant community diversity and woody encroachment in the Cerrado. *Biotropica* 51:5–9
- Martins CR et al. (2017) Management techniques for the control of *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses grass): ten years of research on an invasive grass species in the Brazilian Cerrado. *Acta Botanica Brasilica* 31:546–554

- De Moraes MG et al. (2016) Fire and Drought: Soluble Carbohydrate Storage and Survival Mechanisms in Herbaceous Plants from the Cerrado. *BioScience* 66:107–117
- Onaindia M et al. (2013) Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession? *Forest Ecology and Management* 308:136–144
- Overbeck GE et al. (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* 1–6
- Overbeck GE et al. (2013) Restoration ecology in Brazil-time to step out of the forest. *Natureza e Conservação* 11:92–95
- Pellizzaro KF et al. (2017) “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Revista Brasileira de Botânica* 40:681–693
- Pilon NAL et al. (2018a) Native remnants can be sources of plants and topsoil to restore dry and wet cerrado grasslands. *Restoration Ecology* 1–12
- Pilon NAL, Buisson E, Durigan G (2018b) Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology* 26:73–81
- Pinheiro E da S, Durigan G (2009) Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 32:441–454
- Pinheiro E da S, Durigan G (2012) Diferenças forísticas e estruturais entre fitofisionomias do Cerrado em Assis, SP, Brasil. *Revista Árvore, Viçosa-MG* 36:181–193
- Ratnam J et al. (2011) When is a ‘forest’ a savanna, and why does it matter? *Global Change Biology* 20:1–8
- Ratajczak Z, Nippert JB, Collins s Woody encroachment decreases diversity across North American. *Ecology* 93:697-703
- Roitman I, Felfili JM, Rezende AV (2008) Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991 – 2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecology* 197:255–267
- Rossatto DR et al. (2018) Photosynthetic responses of understory savanna plants: Implications for plant persistence in savannas under tree encroachment. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 240:34–39
- Rossatto DR, Hoffmann WA, Franco AC (2009) Differences in growth patterns between co-occurring forest and savanna trees affect the forest-savanna boundary. *Functional Ecology* 23:689–698

- Salazar A et al. (2012) Seed limitation of woody plants in Neotropical savannas. *Forest Ecology and Management* 22:273–287
- Sampaio AB et al. (2015) *Guia de Restauração do Cerrado Vol 1 - Semeadura Direta*. 1ª edição. Universidade de Brasília, Rede de Sementes do Cerrado., Brasília
- Sano EE et al. (2010) Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 166:113–124
- Schnitzer SA, Carson WP (2010) Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. *Ecology* 13:849–857
- Schnitzer SA, Dalling JW, Carson P (2000) The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology* 88:655–666
- Scholars RJ, Archer SR (1997) Tree-Grass Interactions in Savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:517–544
- SMA – Secretaria do Meio Ambiente (2007) Plano de manejo da Floresta Estadual de Assis. Instituto Florestal, São Paulo, Brazil. <http://www.iflorestal.sp.gov.br/RIF/SerieRegistros/IFSR30/IFSR30.pdf> (accessed June 5 June 2017)
- SMA - Secretaria do Meio Ambiente (2010) Plano de manejo da Estação Ecológica de Assis. Instituto Florestal, São Paulo, Brazil. http://iflorestal.sp.gov.br/institutoflorestal/files/2013/03/Plano_de_Manejo_EEc_Assis.pdf (accessed 10, June 2017)
- SMA - Secretaria do Meio Ambiente (2015) Plano de manejo da Estação Ecológica e Reserva Biológica de Mogi-Guaçu, São Paulo, Brazil. https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutoflorestal/wp-content/uploads/sites/234/2016/02/Plano_de_manejo_UC_MogiGuacu.pdf (accessed 20, June 2017)
- Stevens N et al. (2016) Woody encroachment over 70 years in South African savannahs: Overgrazing, global change or extinction aftershock? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371
- Stevens N et al. (2017) Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global Change Biology* 23:235–244
- Strassburg BBN et al. (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* 1:0099

- Torchelsen FP, Cadenazzi M, Overbeck GE (2018) Do subtropical grasslands recover spontaneously after afforestation? *Journal of Plant Ecology* 12:228-234
- Veldman JW et al. (2014) Fire frequency, agricultural history and the multivariate control of pine savanna understorey plant diversity. *Journal of Vegetation Science* 25:1438–1449
- Veldman JW et al. (2015) Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 65:1011–1018
- Veldman JW et al. (2017) Grassy biomes: An inconvenient reality for large-scale forest restoration? A comment on the essay by Chazdon and Laestadius. *American Journal of Botany* 104:649–651
- Viani RAG et al. (2017) Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration: Perspectives From the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Tropical Conservation Science* 10:1–8
- Viani RAG, Durigan G, Melo ACG de M (2010) A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciência Florestal* 20:533–552
- Zaloumis NP, Bond WJ (2011) Grassland restoration after afforestation: No direction home? *Austral Ecology* 36:357–366
- Zaloumis NP, Bond WJ, Bond WJ (2016) Reforestation or conservation? The attributes of old growth grasslands in South Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371
- Zhang W et al. (2019) Ecosystem structural changes controlled by altered rainfall climatology in tropical savannas. *Nature Communications* 10

APÊNDICE

APÊNDICE A. Lista de espécies nativas utilizadas no plantio de restauração nas áreas pós corte de pinus (restauração ativa) localizadas na cidade de Assis, SP. Hab. de prefer. - habitat de preferência: S- espécies típicas de savana, F – espécies típicas florestais, G – espécies que ocorrem em ambientes florestais e savânicos de acordo com Abreu et al. (2017) e Flora do Brasil (2020)

Família / espécie	hab. de prefer.
Anacardiaceae	
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	F
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	G
Asteraceae	
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	G
Boraginaceae	
<i>Cordia superba</i> Cham.	G
Cannabaceae	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	F
Euphorbiaceae	
<i>Croton urucurana</i> Baill.	G
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	G
Fabaceae	
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	G
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	G
<i>Inga</i> sp.	indet
<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn.	G
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	G
Urticaceae	
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	G

APÊNDICE B. Lista de espécies nativas utilizadas no plantio de restauração nas áreas pós corte de pinus (restauração ativa) localizadas na cidade de Mogi-Guaçu, SP. Hab. de prefer. - habitat de preferência: S- espécies típicas de savana, F – espécies típicas florestais, G – espécies que ocorrem em ambientes florestais e savânicos de acordo com Abreu et al. (2017) e Flora do Brasil (2020). Espécies nativas de outros países foram denominadas exóticas – E.

Família / espécie	hab. de prefer.
Anacardiaceae	
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	G
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	G
<i>Spondias mombin</i> L.	G
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	G
Annonaceae	
<i>Annona cacans</i> Warm.	F
<i>Annona coriacea</i> Mart.	S
<i>Annona dioica</i> A.St.-Hil.	S
Apocynaceae	
<i>Aspidosperma discolor</i> A.DC.	F
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc.	S
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	F
Araliaceae	
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	S
Arecaceae	
<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	S
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	G
Asteraceae	
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	G
Bignoniaceae	
<i>Cybastax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	S
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	F
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	G
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	F
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	S
Boraginaceae	
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	G
Cannabaceae	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	F
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	S
Combretaceae	
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	G
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	G
Connaraceae	
<i>Connarus regnellii</i> G.Schellenb.	F
Ebenaceae	
<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	S

Euphorbiaceae*Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg.

F

Euphorbiaceae*Croton floribundus* Spreng.

G

Mabea fistulifera Mart.

G

Fabaceae*Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose

G

Anadenanthera peregrina (L.) Speg.

G

Anadenanthera sp.

indet

Bauhinia longifolia (Bong.) Steud.

F

Copaifera langsdorffii Desf.

G

Dipteryx alata Vogel

G

Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne

S

Leucochloron incuriale (Vell.) Barneby & J.W.Grimes

F

Machaerium aculeatum Raddi

G

Ormosia arborea (Vell.) Harms

G

Peltophorum dubium (Spreng.) Taub.

F

Plathymenia reticulata Benth.

S

Platypodium elegans Vogel

G

Senna silvestris (Vell.) H.S.Irwin & Barneby

S

Stryphnodendron rotundifolium Mart.

S

Lamiaceae*Aegiphila integrifolia* (Jacq.) Moldenke

F

Vitex megapotamica (Spreng.) Moldenke

F

Vitex polygama Cham.

G

Lauraceae*Nectandra leucantha* Nees

F

Lythraceae*Lafoensia pacari* A.St.-Hil.

G

Malpighiaceae*Byrsonima variabilis* A.Juss.

G

Malvaceae*Luehea candicans* Mart. & Zucc.

G

Luehea grandiflora Mart. & Zucc.

G

Melastomataceae*Miconia albicans* (Sw.) Triana

S

Meliaceae*Cabrlea canjerana* (Vell.) Mart.

F

Moraceae*Ficus guaranitica* Chodat

F

Maclura tinctoria (L.) D.Don ex Steud.

F

Myristicaceae*Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb.

F

Myrtaceae*Campomanesia pubescens* (Mart. ex DC.) O.Berg

S

Eugenia myrcianthes Nied.G

<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	S
<i>Eugenia punicifolia</i> (Kunth) DC.	S
<i>Psidium guineense</i> Sw.	G
Primulaceae	
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	G
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	S
Proteaceae	
<i>Roupala montana</i> Aubl.	S
Rosaceae	
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	G
Rubiaceae	
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	S
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltdl.	F
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	F
Rutaceae	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	G
Salicaceae	
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	F
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	G
Sapindaceae	
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	F
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	G
Sapotaceae	
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	F
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	S
Solanaceae	
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	G
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	S
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	F
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	F
Urticaceae	
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	G
Vochysiaceae	
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	S

APÊNDICE C. Densidade e área basal estimados em um modelo linear generalizado misto e valores médios dos dados brutos coletados em campo para os indivíduos arbóreos ($DAP \geq 5$ cm) em áreas de restauração e ecossistemas de referência em Assis e Mogi-Guaçu, SP, Brasil. Total indica a inclusão dos indivíduos identificados e não identificados, exceto espécies exóticas. S – espécies típicas de savana; F – espécies típicas de floresta; G – espécies encontradas em florestas e em savanas de acordo com Abreu et al. (2017) e Flora do Brasil (2020). Letras diferentes numa mesma coluna indicam diferença entre áreas (Tukey-Kramer, $p \leq 0,05$). O valor de n indica o número de parcelas utilizadas em cada análise.

Áreas	Densidade de árvores (plantas.ha ⁻¹)			Área basal de árvores (m ² .ha ⁻¹)		
	valores estimados (GLMM)			valores estimados (GLMM)		
	médias (dados brutos)			médias (dados brutos)		
	Total n = 36	S n = 35	F+G n = 36	Total n = 35	S n = 34	F+G n = 35
Cerradão	1.702 ^a (1.702)	379 ^{ab} (378)	1272 ^a (1.272)	23,57 ^a (23,57)	2,26 ^b (1,76)	17,86 ^a (17,86)
Savana Primária	471 ^{bc} (680)	564 ^a (563)	-136 ^c (103)	5,36 ^{bc} (7,6)	7,22 ^a (6,72)	-2.21 ^c (0,77)
Pinus abandonado	155 ^c (224)	131 ^b (130)	13 ^c (92)	1,33 ^c (2,07)	1,40 ^b (0,9)	0,12 ^c (1,11)
Restauração passiva	596 ^b (666)	264 ^{ab} (264)	348 ^b (428)	4,88 ^{bc} (5,44)	1,99 ^b (1,49)	3,00 ^{bc} (3,75)
Restauração ativa	368 ^{bc} (438)	184 ^b (183)	160 ^{bc} (240)	7,05 ^b (7,79)	2,53 ^b (2,03)	4,67 ^b (5,66)

APÊNDICE D. Densidade dos regenerantes lenhosos ($DAP < 5$ cm e $H \geq 50$ cm, Assis e Mogi-Guaçu, SP) e do estrato herbáceo (Assis, SP – excluindo ervas gramínoide e Commelinaceae) estimadas, em um modelo linear generalizado misto e médias dos dados brutos coletados em campo nas áreas de restauração e ecossistemas de referência. Total indica a inclusão dos indivíduos identificados e não identificados. S – espécies típicas de savana; F – espécies típicas de floresta; G – espécies encontradas em florestas e em savanas de acordo com Abreu et al. (2017) e Flora do Brasil (2020). Letras diferentes numa mesma coluna indicam diferença entre os tratamentos (Tukey-Kramer, $p \leq 0,05$). O valor de n indica o número de parcelas utilizadas em cada análise.

Áreas	Densidade de regenerantes lenhosos (plantas.ha ⁻¹) valores estimados (GLMM) médias (dados brutos)			Densidade de ervas (plantas.ha ⁻¹) valores estimados (GLMM) médias (dados brutos)		
	Total	S	F+G	Total	S	F+G
	n = 36	n = 36	n = 36	n = 22	n = 23	n = 24
Cerradão	29.867 ^a (29.867)	3.867 ^b (3.867)	24.700 ^a (24.700)	4.733 ^b (4.733)	0,5 ^b (0)	4.601 ^a (4.600)
Savana Primária	26.933 ^a (26.933)	22.267 ^a (22.267)	1126 ^b (1.600)	17.400 ^a (17.400)	20.201 ^a (20.200)	534 ^b (533)
Pinus abandonado	5.756 ^b (5.756)	3.911 ^b (3.911)	1509 ^b (1.667)	2.440 ^{bc} (2.440)	0,5 ^b (0)	2.167 ^{ab} (2.167)
Restauração passiva	8.289 ^b (8.289)	3.600 ^b (2.156)	4375 ^b (4.533)	2.100 ^{bc} (2.100)	0,5 ^b (0)	2.067 ^{ab} (2.067)
Restauração ativa	4.422 ^b (4.422)	2.156 ^b (2.156)	1975 ^b (2.133)	433 ^c (433)	34 ^b (33)	301 ^b (300)

APÊNDICE E. Espécies lenhosas e herbáceas (indicadas com asterísco) amostradas em práticas de restauração e ecossistemas de referência em Assis e Mogi-Guaçu, SP, Brasil. Os indivíduos herbáceos foram amostrados apenas em Assis-SP. Hab. de prefer. - habitat de preferência: S- espécies típicas de savana, F – espécies típicas florestais, G – espécies generalistas que ocorrem em ambientes florestais e savânicos de acordo com Abreu et al. (2017) e Flora do Brasil (2020). E – exóticas – espécies não nativas do Brasil. cerr. – cerrado; sav. prim. – savana primária; pin. aban. – pinus abandonado; res. pass. – restauração passiva; res. ativ. – restauração ativa. * - espécies herbáceas.

Família / espécie	hab. de prefer.	cerr.	sav. prim.	pin. aban.	res. pass.	res. ativ.
Acanthaceae						
<i>Ruellia bulbifera</i> Lindau*	S		X			
Amaranthaceae						
<i>Pfaffia</i> sp.*	indet		X			
Anacardiaceae						
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	G					X
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	F					X
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	G	X			X	X
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	G	X				
Annonaceae						
<i>Annona coriacea</i> Mart.	S					X
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	S		X			
<i>Annona dioica</i> A.St.-Hil.	S		X			
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	S		X			X
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	G	X				
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	S	X	X	X	X	X
<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	S	X				
Apocynaceae						
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	S	X	X			X
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	G				X	X
Araliaceae						
<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin & Fiaschi	S	X		X	X	X
Arecaceae						
<i>Attalea geraensis</i> Barb.Rodr.	S					X
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	F	X				
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	S	X			X	X
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	G	X				
Asteraceae						
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze*	G		X			
<i>Aspilia clauseniana</i> Baker*	S		X			
<i>Attalea geraensis</i> Barb.Rodr.	S				X	
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	G				X	
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	G		X		X	X

Família / espécie	hab. de prefer.	cerr.	sav. prim.	pin. aban.	res. pass.	res. ativ.
<i>Chromolaena maximilianii</i> (Schrader ex DC.) R.M.King & H.Rob.	G			X	X	X
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	G	X	X		X	
<i>Chromolaena</i> sp.	indet		X			
<i>Chrysolaena obovata</i> (Less.) Dematt.*	S		X			
<i>Gochnatia pulchra</i> Cabrera	S	X			X	
<i>Gochnatia barrosii</i> Cabrera	S	X	X	X	X	X
<i>Lepidaploa chamissonis</i> (Less.) H.Rob.	S			X	X	X
<i>Lepidaploa remotiflora</i> (Rich.) H.Rob.	S				X	
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	G		X	X	X	X
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason*	G		X			X
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	S		X			
<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	F	X				
<i>Trichogonia attenuata</i> G.M.Barroso*	S					X
<i>Vernonanthura oligolepis</i> (Sch.Bip. ex Baker) H.Rob.*	S		X			
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	G	X				X
<i>Vernonia</i> sp.*	indet			X		
sp. 1*	indet		X			
Bignoniaceae						
<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Stellfeld ex de Souza	S		X			
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	S		X			
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	F					X
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	F					X
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	G					X
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	G		X			X
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) DC.	S					X
Boraginaceae						
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	F	X				
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	G	X				
Bromeliaceae						
<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L.B.Sm.*	S		X			
<i>Bromelia balansae</i> Mez*	G			X	X	
Burseraceae						
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	G	X			X	
Caryocaraceae						
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	S		X	X		
Celastraceae						
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C.Sm.	S		X	X		
<i>Tontelea micrantha</i> (Mart.) A.C. Sm.	S		X			

Família / espécie	hab. de prefer.	cerr.	sav. prim.	pin. aban.	res. pass.	res. ativ.
Chrysobalanaceae						
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	S	X	X	X	X	X
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltldl.	S					X
Combretaceae						
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	G	X		X	X	X
Commelinaceae						
<i>Commelina erecta</i> L.*	G		X	X	X	X
Connaraceae						
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	S		X		X	X
Cyperaceae						
<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.*	G				X	X
<i>Rhynchospora exaltata</i> Kunth*	G	X	X	X	X	X
<i>Scleria scabra</i> Willd.*	G		X			
sp. 2*	indet				X	X
Dennstaedtiaceae						
<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon*	G				X	X
Dilleniaceae						
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	S		X			
Ebenaceae						
<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	S	X	X			
Erythroxylaceae						
<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	S	X	X	X		
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	S		X			
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	G		X			
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	G	X				
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	G	X			X	
Euphorbiaceae						
<i>Croton campestris</i> A.St.-Hil.*	S		X			
<i>Croton glandulosus</i> L.*	S		X			
<i>Croton</i> sp.*	indet			X		
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	G	X			X	
<i>Manihot caerulea</i> Pohl	S				X	X
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	G	X				X
<i>Microstachys serrulata</i> (Mart. & Zucc.) Müll.Arg.*	G		X			
Fabaceae						
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	G					X
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	G	X	X		X	X
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	G					X
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	G					X
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.*	S		X			
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	S		X		X	X
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	S	X				X

Família / espécie	hab. de prefer.	cerr.	sav. prim.	pin. aban.	res. pass.	res. ativ.
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene*	S		X			
<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby*	S		X			
<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene*	S		X			
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	G	X	X	X	X	X
<i>Crotalaria pallida</i> var. <i>obovata</i> (G.Don) Polhill*	G		X			
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	S		X		X	
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	G					X
<i>Eriosema campestre</i> Benth.*	S		X			
<i>Galactia grewiaefolia</i> (Benth.) Taub.*	S		X			
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	G			X		X
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	G					X
<i>Inga vera</i> Willd.	F					X
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	S	X				
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	S	X	X		X	
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	G					X
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	S		X		X	X
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	G	X			X	X
<i>Mimosa dolens</i> Vell.*	S		X			
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	F					X
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	S		X			
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	G				X	X
<i>Senna rugosa</i> (G.Don) H.S.Irwin & Barneby	S		X			
<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	S		X	X	X	X
<i>Stylosanthes acuminata</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa*	S		X			
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	G	X				
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	S	X				
Lacistemataceae						
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	G	X			X	X
Lamiaceae						
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	S		X	X	X	X
Lauraceae						
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	F	X		X	X	X
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	F	X				
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	G	X	X	X	X	X
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.) Mez	F	X				X
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	G	X				
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	F				X	
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	G	X				
Malpighiaceae						
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	G					X
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	S	X	X	X	X	X

Família / espécie	hab. de prefer.	cerr.	sav. prim.	pin. aban.	res. pass.	res. ativ.
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	S	X	X	X		X
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	S		X		X	X
Malvaceae						
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	S	X	X			X
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	G				X	X
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	G				X	
<i>Pavonia</i> sp.*	indet		X			
<i>Waltheria indica</i> L.*	G			X		
Melastomataceae						
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	S	X	X	X	X	X
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	S	X				
<i>Miconia fallax</i> DC.	S	X				
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	S	X		X		
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	G	X				
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	S	X		X	X	
<i>Miconia</i> sp.	indet	X				
Moraceae						
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	S				X	
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	F	X				
Myristicaceae						
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	S	X				
Myrtaceae						
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	S	X	X	X	X	X
<i>Campomanesia pubescens</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	S				X	
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	S	X	X	X	X	X
<i>Eugenia florida</i> DC.	F	X				
<i>Eugenia lambertiana</i> DC.	S					X
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	G	X				
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	S		X	X	X	X
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	S				X	
<i>Eugenia suberosa</i> Cambess.	S					X
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	S		X		X	X
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	G	X				
<i>Myrcia fenzliana</i> O.Berg	G	X				
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	S	X	X	X	X	X
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	G	X				
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	G	X		X	X	X
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	G	X	X	X	X	X
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	S	X		X	X	
<i>Myrcia uberavensis</i> O.Berg	S				X	
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	G	X				
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	G				X	

Família / espécie	hab. de prefer.	cerr.	sav. prim.	pin. aban.	res. pass.	res. ativ.
<i>Psidium guajava</i> L.	E					X
<i>Psidium guineense</i> Sw.	G	X			X	
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	S		X			
<i>Psidium pohlianum</i> O.Berg	S		X			
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O.Berg	G			X		
sp. 3	indet				X	
Nyctaginaceae						
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	S		X			X
Ochnaceae						
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	S		X		X	X
sp. 4	indet				X	
Peraceae						
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	G	X				
Phyllanthaceae						
<i>Phyllanthus niruri</i> L.*	G		X	X		
Pinaceae						
<i>Pinus</i> spp.	E	X		X	X	
Poaceae						
<i>Axonopus pressus</i> (Nees ex Steud.) Parodi*	S		X			
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlman.*	S		X			
<i>Cenchrus purpureus</i> (Schumacher.) Morrone*	E			X	X	X
<i>Ichnanthus inconstans</i> (Trin. ex Nees) Döll*	G	X				
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.*	E			X		X
<i>Panicum sellowii</i> Nees*	F	X		X	X	X
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster*	E		X	X		X
Polygalaceae						
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	G				X	
Polypodiaceae						
<i>Serpocaulon latipes</i> (Langsd. & Fisch.) A.R.Sm.*	G	X			X	
Primulaceae						
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	G	X				
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	G	X				
Proteaceae						
<i>Roupala montana</i> Aubl.	S	X	X		X	X
Pteridaceae						
<i>Adiantum serratodentatum</i> Willd.*	S			X		
Rubiaceae						
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	S	X				X
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	G	X				

Família / espécie	hab. de prefer.	cerr.	sav. prim.	pin. aban.	res. pass.	res. ativ.
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.*	G	X				
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	G	X				
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	G	X			X	
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	S	X				
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Schult.) Müll.Arg.*	G	X		X	X	
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	G	X				
<i>Psychotria</i> sp.	indet	X				
<i>Richardia scabra</i> L.*	G		X	X	X	
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	S		X	X		
Rutaceae						
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	G	X				
Salicaceae						
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	G		X		X	
Sapotaceae						
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	F	X				
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	G	X		X	X	X
<i>Pouteria</i> sp.	G	X		X	X	X
<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D.Penn.*	S		X			
Siparunaceae						
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	G	X		X	X	X
Solanaceae						
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	G				X	X
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	S				X	
<i>Solanum paniculatum</i> L.	G					X
Styracaceae						
<i>Styrax camporum</i> Pohl	S			X		
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	S					X
Symplocaceae						
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	S				X	
<i>Symplocos revoluta</i> Casar.	G	X				
Thymelaeaceae						
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	G	X				
Turneraceae						
<i>Piriqueta rosea</i> (Cambess.) Urb.*	S		X			
Urticaceae						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	G			X	X	X
Verbenaceae						
<i>Lippia origanoides</i>	S		X			
Vochysiaceae						
<i>Qualea cordata</i> Spreng.	S	X	X		X	X
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	S	X	X		X	X

Família / espécie	hab. de prefer.	cerr.	sav. prim.	pin. aban.	res. pass.	res. ativ.
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	S	X				X
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	S	X				
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	G	X	X			
indet						
indet	indet	X	X	X	X	X

APÊNDICE F. Riqueza de plantas nativas (N) e proporção da riqueza por habitat de preferência (%), em áreas de restauração e ecossistemas de referências em Mogi-Guaçu e Assis, SP, Brasil. S – típica de savana, F – típica de floresta e G – generalista segundo Abreu et al. (2017) e Flora do Brasil (2020). Total indica a inclusão dos indivíduos identificados e os morfotipados. As proporções não somam 100% porque indivíduos morfotipados não foram classificados quanto ao ambiente de preferência.

Áreas	Árvores + Regenerantes lenhosos			Árvores (DAP $\geq$ 5 cm)			Regenerantes lenhosos (DAP < 5m e H $\geq$ 50 cm)			Estrato herbáceo		
	Assis e Mogi-Guaçu			Assis e Mogi-Guaçu			Assis e Mogi-Guaçu			Assis		
	Total (N)	S (N) (%)	F+G (N) (%)	Total (N)	S (N) (%)	F+G (N) (%)	Total (N)	S (N) (%)	F+G (N) (%)	Total (N)	S (N) (%)	F+G (N) (%)
Cerradão	90	34 (38)	53 (59)	57	21 (37)	35 (61)	70	22 (31)	46 (66)	6	0 (0)	6 (100)
Savana Primária	56	44 (79)	11 (20)	35	28 (80)	7 (20)	35	26 (74)	8 (23)	31	19 (61)	9 (29)
Pinus abandonado	37	22 (59)	14 (38)	18	9 (50)	8 (44)	31	19 (59)	12 (39)	11	1 (9)	8 (73)
Restauração passiva	71	36 (51)	32 (45)	42	21 (50)	19 (45)	55	28 (51)	26 (47)	10	0 (0)	9 (90)
Restauração ativa	79	38 (48)	40 (51)	57	29 (51)	27 (47)	45	18 (40)	27 (60)	8	1 (12)	6 (75)
Total	170	78	86	116	53	61	127	55	68	45	21	18

APÊNDICE G. Variáveis ambientais em áreas de restauração e ecossistemas de referências em Assis, SP, Brasil. Letras diferentes numa mesma coluna indicam diferença entre os tratamentos ($p \leq 0,05$). Cob. nativas - cobertura do solo por vegetação nativa; Cob. gram. - cobertura do solo por gramíneas exóticas; Cob. Copa - cobertura do dossel.

Áreas	Cob. nativas	Cob. gram.	Cob. dossel
	(%) estimada-	(%) estimada-	(%) estimada-
	GLMM	GLMM	GLMM
	(%) média – dados brutos n = 24	(%) média – dados brutos n = 24	(%) média – dados brutos n = 24
Cerradão	90,5 ^a (90,5)	0 ^a (0)	94,7 ^a (94,7)
Savana Primária	73,6 ^a (73,6)	11,1 ^a (11,1)	28,0 ^c (28,0)
Pinus abandonado	67,1 ^a (67,1)	26,0 ^a (26,0)	78,2 ^{ab} (78,2)
Restauração passiva	82,2 ^a (82,2)	38,4 ^a (38,4)	83,0 ^{ab} (83,0)
Restauração ativa	68,1 ^a (68,1)	27,2 ^a (27,2)	64,7 ^b (64,7)

3. SAVANAS APÓS FLORESTAMENTO: A COMUNIDADE DE PLANTAS HERBÁCEAS RESPONDE MELHOR AO FOGO DO QUE A PRÁTICAS CONVENCIONAIS DE RESTAURAÇÃO

Capítulo preparado para ser submetido à revista Biotropica

RESUMO

O plantio de árvores onde estas não existiam é comum em fisionomias abertas de Cerrado e o manejo do fogo é permitido apenas em algumas áreas protegidas, ameaçando a biodiversidade da savana mais rica do mundo. Em 2017, uma plantação florestal em área protegida no Brasil sofreu um incêndio e pudemos avaliar o papel do fogo na regeneração da comunidade herbácea típica de savana. Comparamos o estrato herbáceo de uma plantação de pinus abandonada que foi queimada (pinus abandonado com fogo), uma plantação de pinus que sofreu corte raso e foi queimada (restauração passiva com fogo) e uma plantação de pinus que sofreu corte raso, plantio de árvores nativas e controle de gramíneas exóticas, que não foi queimada (restauração ativa sem fogo). Na primeira estação chuvosa após o incêndio, foram instaladas dez parcelas de 1 m x 50 m em cada plantação florestal e seis parcelas em duas áreas de savana primária. Foram avaliadas a composição florística, a riqueza, a cobertura do solo por herbáceas nativas e por gramíneas exóticas, a cobertura do dossel e a profundidade da serapilheira, somada a camada de matéria orgânica em decomposição. A composição florística da comunidade herbácea diferiu entre os diferentes tipos de vegetação e a riqueza em todas as plantações florestais foi menor do que nas savanas primárias. A restauração passiva após fogo apresentou mais espécies em comum com as savanas primárias em comparação com a restauração ativa sem fogo e maior cobertura por herbáceas nativas dentre as três restaurações. Entretanto, restauração passiva e ativa apresentaram maior cobertura do solo por gramíneas exóticas. As plantações florestais formaram ecossistemas diferentes em comparação com as savanas primárias. O fogo é, juntamente com o corte do pinus, uma ferramenta fundamental para a restauração da comunidade herbácea nativa típica das fisionomias abertas do Cerrado.

Palavras-chave: Brasil; Manejo do fogo; *Pinus*; Restauração de savana; Supressão do fogo

ABSTRACT

Savannas after afforestation: Herbaceous plant communities respond better to fire than conventional restoration practices

Afforestation is common in open Cerrado physiognomies, and fire management is permitted only in some protected areas, threatening the biodiversity of the richest savannas in the world. In 2017, a wildfire burned a plantation forestry in a Brazilian protected area and we could evaluate the role of fire to the passive restoration of savanna herbaceous plant communities. We compared a burned and abandoned pine plantation (abandoned pinus with fire), a post afforestation site that was harvested and also burned (passive restoration with fire) and a harvested plantation that was fire excluded and submitted to native tree planting and exotic grasses control (active restoration without fire). In the first wet season after fire, ten 1 m x 50 m plots were implemented in each post afforestation site and six plots into two old-growth savannas. Species composition and richness, native species, exotic grasses and tree canopy covers and O horizon depth were assessed. Species composition differed among areas and richness was lower in all post afforestation sites comparing to old-growth savannas. Passive restoration with fire had more species in common to old-growth savannas compared to active restoration without fire and the highest native herbaceous cover among restoration practice. However, passive and active restoration presented the highest soil cover by exotic grasses. Post afforestation sites formed different ecosystems compared to old-growth savannas. Aligned with tree removal, fire is a primordial tool for the restoration of the native herbaceous community typical of the open physiognomies of the Cerrado.

Keywords: Brazil; Fire management; Fire suppression; Pine; Savanna restoration

3.1. Introdução

As savanas tropicais e subtropicais são ambientes antigos, caracterizados por um estrato contínuo de espécies herbáceas, composto por ervas graminoides e não graminoides, e por pequenos arbustos e subarbustos, que evoluíram em um ambiente onde o fogo é naturalmente um distúrbio frequente (Veldman *et al.* 2015a). Durante os últimos 8 milhões de anos, eventos frequentes de fogo, alimentados por gramíneas, possibilitaram a evolução de uma flora adaptada a tal distúrbio, composta por espécies que investem em órgãos subterrâneos e com cascas espessas, tornando possível sua rebrota pós fogo (Edwards *et al.* 2010, Simon *et al.* 2009, Pausas *et al.* 2018). Os ambientes naturais de savana estão ameaçados pela conversão de suas terras em agricultura, mineração, urbanização e plantações florestais e pela exclusão do

fogo (Parr *et al.* 2014, Veldman *et al.* 2015b, Bond 2016, Murphy *et al.* 2016, Buisson *et al.* 2019). Infelizmente, pela maior diversidade da comunidade savânica ser composta pelas espécies lenhosas de pequeno porte e por ervas, e o maior acúmulo de biomassa se encontrar sob o solo e em poucas árvores tolerantes ao fogo, os valores de conservação das savanas vêm sendo negligenciados em comparação às florestas (Bond & Parr 2010). Ademais, muitas vezes savanas são confundidas com florestas degradadas ou que sofreram corte das espécies lenhosas, aumentando ainda mais sua desvalorização (Ratnam *et al.* 2011, Parr *et al.* 2014, Bond 2016, Murphy *et al.* 2016). Como consequência dessa interpretação errônea sobre sua ancestralidade e valor de conservação, muitas savanas são submetidas à exclusão do fogo e/ou ao plantio de árvores, prática comumente aplicada à restauração de florestas degradadas (Parr *et al.* 2014, Veldman *et al.* 2015b).

Abordagens convencionais para a restauração de florestas tropicais degradadas, como o plantio de árvores e a exclusão do fogo, são ecologicamente inadequadas para a restauração de savanas (Pilon *et al.* 2018a, Buisson *et al.* 2019, Dalle Laste *et al.* 2019). A exclusão do fogo e o plantio de árvores onde estas não existiam provocam grandes mudanças na estrutura, dinâmica e biodiversidade das savanas (Veldman *et al.* 2015b, Abreu *et al.* 2017). O fogo influencia a diversidade da comunidade herbácea pelo controle da densidade de árvores e arbustos presentes (Bond & Keeley 2005, Veldman *et al.* 2014, Abreu *et al.* 2017) e sua dinâmica, incluindo o estímulo da floração e rebrota de muitas espécies (Lamont & Downes 2011, de Andrade & Miranda 2014, de Moraes *et al.* 2016, Pilon *et al.* 2018b). O fogo limita o acúmulo de serapilheira, aumenta a disponibilidade de luz e de nutrientes que atingem o solo e favorece as espécies adaptadas ao fogo em comparação às que são sensíveis a ele (Lamont & Downes 2011, Fidelis *et al.* 2014, Veldman *et al.* 2014, Pyke 2017).

As savanas são mantidas pela interação que ocorre entre a vegetação e o fogo, em que a comunidade herbácea, principalmente graminoide, produz alta quantidade de combustíveis finos altamente inflamáveis, que geram e mantêm o regime de fogo (Archibald *et al.* 2018, Gomes *et al.* 2018). A exclusão do fogo e o plantio de árvores alteram a estrutura e a biodiversidade das savanas pelo aumento da cobertura de dossel e consequente sombreamento do sub-bosque, eliminando a comunidade herbácea intolerante à sombra (Pinheiro & Durigan 2009, 2012, Abreu *et al.* 2017). Uma vez substituído por espécies tolerantes à sombra, o combustível fino responsável pela manutenção do fogo é eliminado e o ecossistema deixa de sustentar tal regime (Bond & Keeley 2005, Durigan & Ratter 2016). A restauração de savanas após a exclusão do fogo e o plantio de árvores, principalmente em relação ao estrato herbáceo, é extremamente difícil, pois muitas espécies não são boas colonizadoras (Zaloumis *et al.* 2011,

Zaloumis & Bond 2016, Buisson *et al.* 2019) e porque não dispomos de estratégias eficazes de reintrodução, pois as pesquisas em ambientes tropicais são principalmente voltadas para florestas, com foco na restauração de árvores (Bond & Parr 2010, Overbeck *et al.* 2015, Buisson *et al.* 2019).

O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil, ocupando 2 milhões de km² e comporta a maior riqueza de espécies de plantas, mamíferos, anfíbios e pássaros de todas as savanas do mundo (Klink & Machado 2005, Murphy *et al.* 2016). Com grande parte de sua vegetação nativa já perdida (46%), cresce a preocupação de que atividades como plantações florestais, exclusão do fogo e práticas de restauração voltadas para florestas sejam uma ameaça subestimada para as savanas remanescentes do Brasil (Fernandes *et al.* 2016, Strassburg *et al.* 2017, Pilon *et al.* 2018a). O uso do fogo no Brasil é permitido somente em algumas áreas protegidas, quando previsto em seus planos de manejo, sendo ilegal em propriedades privadas, o que faz com que o conhecimento de seu efeito na restauração de savanas ainda seja limitado (Durigan & Ratter 2016, Fidelis *et al.* 2018, Gomes *et al.* 2018). Pesquisas realizadas em outras partes do mundo sugerem o manejo do fogo como prática essencial para a restauração da comunidade vegetal de savanas (Walker & Silletti 2006, Scott *et al.* 2010, Strahan *et al.* 2015, Kelly & Brotons 2017)

No presente estudo, aproveitamos um incêndio que ocorreu em 2017 e que queimou plantações de *Pinus* spp. implantadas na década de 1960, em uma área protegida previamente ocupada por savana (Fig. 10). Neste contexto, pudemos avaliar o potencial do fogo em promover a restauração da comunidade herbácea nativa. Nosso estudo comparou a comunidade herbácea nativa em três sistemas de manejo distintos de plantações de *Pinus* spp. (pinus abandonado com fogo, restauração passiva com fogo e restauração ativa sem fogo; Fig. 10), assim como duas áreas de savana em bom estado de conservação (savanas primárias). Nós hipotetizamos que: 1) a composição florística da comunidade herbácea de todas as plantações de pinus, independentemente do manejo pós silvicultura, será diferente ao ser comparada com a das savanas primárias, 2) a comunidade herbácea nas áreas queimadas (pinus abandonado com fogo e restauração passiva com fogo) terá maior semelhança com as savanas primárias do que com a restauração ativa sem fogo. Esperamos que os resultados deste estudo demonstrem a perda de diversidade herbácea típica de savana gerada por plantações florestais (Zaloumis & Bond 2011), a importância desta comunidade para a manutenção da dinâmica e consequente conservação dos ecossistemas savânicos (Veldman 2016), e os benefícios de se incorporar o manejo do fogo na prática da restauração das savanas tropicais (Buisson *et al.* 2019).

Figura 10. - Fluxograma do histórico de intervenções de manejo das plantações de pinus avaliadas. Todas as áreas eram previamente savanas primárias. Letras em negrito indicam as quatro situações avaliadas, bem como os termos que usamos para nos referirmos aos locais de estudo ao longo do artigo.

3.2. Material e métodos

3.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em Mogi-Guaçu, Estado de São Paulo, Brasil, região historicamente ocupada por um mosaico de vegetação composta por savanas, as quais fazem parte do bioma Cerrado, e por florestas da Mata Atlântica. A conversão dessas terras em pastagem, agricultura e plantações florestais e a proibição do uso do fogo fizeram das savanas ecossistemas extremamente raros no Estado (Durigan & Ratter 2006, Durigan *et al.*, 2007, Brasil 2015). Atualmente, a maioria das savanas de São Paulo foi transformada em cerradão, pastagem, cana-de açúcar, culturas anuais e plantações florestais, principalmente de *Pinus* e *Eucalyptus* (Durigan & Ratter 2006, Durigan *et al.*, 2007, Brasil 2015). O cerradão, ecossistema florestal presente no bioma Cerrado, pode comumente resultar do adensamento de savanas primárias que sofreram exclusão do fogo (Durigan & Ratter 2006, Pinheiro & Durigan 2009, 2012, Abreu *et al.* 2017). Embora haja suporte no Estado de São Paulo para projetos de restauração de florestas e a Mata Atlântica tenha atraído a atenção internacional, esforços para conservação e restauração das savanas no Estado e em todo o país ainda são recentes (lei estadual de SP nº 13.550 de 2009, Durigan & Ratter 2016).

Este estudo foi realizado na Estação Experimental de Mogi-Guaçu (EEMG daqui por diante; 22°15'29''S, 47°10'40''W); localizada no Leste do Estado de São Paulo. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, com temperatura média anual de 21°C (Alvares *et al.* 2013, SMA 2015). A precipitação média anual é de 1.350 mm e as chuvas são concentradas entre os meses de novembro a março. O solo predominante na EEMG é o Latossolo Vermelho-Amarelo, com boa drenagem e fertilidade reduzida pela baixa saturação por bases (SMA 2015). O relevo da área tem declividade suave e sua altitude varia de 600 a 660 m (SMA 2015). Desde a década de 60, o manejo da EEMG é focado em plantações florestais para produção de resina (plantações de *Pinus*) e madeira (plantações de *Pinus* e *Eucalyptus*). O manejo do fogo na EEMG é proibido e suas áreas de savana não convertidas em plantações vêm sofrendo adensamento, originando cerradões.

Algumas plantações de pinus na EEMG foram abandonadas ou manejadas para fins de restauração ecológica. Dentre os talhões de pinus existentes, selecionamos para o estudo: uma área abandonada com regeneração natural em seu sub-bosque, uma área que sofreu corte raso das árvores seguido de abandono para regeneração natural e uma área que sofreu corte raso seguido do plantio de árvores e arbustos, prática comum na restauração de florestas. Em setembro de 2017, ao final da estação seca, a EEMG sofreu um incêndio que queimou a área abandonada de pinus (27 ha, daqui para frente denominada pinus abandonado com fogo) e a área de corte raso seguida de restauração passiva, cujo corte ocorreu em 2008 (24,5 ha; daqui para frente denominada restauração passiva com fogo). Ambas as áreas (pinus abandonado com fogo e restauração passiva com fogo) são adjacentes à área que sofreu corte raso (também em 2008) seguido de restauração por plantio de árvores e arbustos, a qual não queimou (26,7 ha; daqui para frente denominada restauração ativa sem fogo). As plantações foram implantadas em 1965 (Fig. 10 para mais detalhes), com duas espécies próximas, *Pinus elliottii* L. e *P. caribaea* Morelet (Gernandt *et al.* 2005), ambas tolerantes ao fogo e nativas da planície costeira da América do Norte e do Caribe, respectivamente. Pinus abandonado com fogo e restauração passiva com fogo eram talhões de *P. elliottii*, enquanto restauração ativa sem fogo era de *P. caribaea*. As áreas foram, antes do abandono, exploradas para extração de resina e, periodicamente, manejadas com rolo faca nas entrelinhas para controle da vegetação nativa. A última extração de resina ocorreu em 2012, sem posterior manejo da área até o incêndio em 2017, que consumiu grande parte da serapilheira, composta principalmente por acículas, e foi responsável pela morte de aproximadamente 24% dos pinus plantados. O fogo na área de restauração passiva com fogo foi alimentado pelo combustível fino proporcionado por gramíneas nativas e exóticas.

Na restauração ativa sem fogo, após o corte raso em 2008, a área ficou abandonada até 2015, quando foi manejada para fins de restauração. A restauração seguiu protocolos de recuperação de espécies lenhosas de Cerrado (Durigan *et al.* 2011) e o manejo da área contou com a regeneração natural da vegetação nativa e o enriquecimento pelo plantio de árvores e arbustos para preencher áreas sem regeneração. O espaçamento nessas lacunas foi de 3 m x 3 m e foram plantadas 11.905 árvores em 26,70 ha. Foram utilizadas 82 espécies escolhidas por serem típicas de savana e por sua disponibilidade em viveiros. A empresa que realizou o plantio aplicou herbicida para o controle de gramíneas exóticas entre 2015 e 2017, a cada três meses, o que provavelmente também matou algumas gramíneas nativas (Assis 2017). Acreditamos que o controle de gramíneas exóticas com herbicida reduziu o combustível fino ao ponto de inviabilizar a propagação do fogo através da área de restauração ativa. A restauração dessa seguiu o modelo predominante no Brasil, baseando-se no plantio de árvores e não envolvendo nenhuma prática para a recuperação da comunidade herbácea típica de savana (por exemplo, manejo do fogo e adição de propágulos herbáceos na área; Buisson *et al.* 2019).

Idealmente, a avaliação da eficácia na restauração da comunidade herbácea nas plantações florestais da EEMG deveria ser realizada pela comparação com áreas de savana primária presentes na região de Mogi-Guaçu. Pela ausência de tais situações, foram usadas como referência, duas savanas primárias presentes na Floresta Estadual de Assis e na Estação Ecológica de Santa Bárbara. A Floresta Estadual de Assis (22°34'58"S, 50°25'20"W) localiza-se a oeste no Estado de São Paulo e a Estação Ecológica de Santa Bárbara (22°46'41"S, 49°16'10"W) na região central, respectivamente a 340 km e 235 km de Mogi-Guaçu. Ambas as áreas apresentam um gradiente de vegetação nativa desde savanas típicas até a fitofisionomia florestal de cerradão. As duas áreas protegidas são frequentemente utilizadas como áreas referência em estudos realizados em São Paulo (Abreu *et al.* 2017, Cava *et al.* 2018b, Pilon *et al.* 2018b, Dalle Laste *et al.* 2019).

A Floresta Estadual de Assis (2.816 ha, clima do tipo Cfa de acordo com a classificação de Köppen) apresenta precipitação média anual de 1.400 mm, concentrada na estação chuvosa (outubro a março; Alvares *et al.* 2013, Brando & Durigan 2004). A temperatura média anual é de 21,8°C, a altitude média é de 562 m e os principais solos que compõem a região, classificados de acordo com uma topossequência de montante a jusante são: Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Amarelo e Gleissolo Háplico (Brando & Durigan 2004, Juhász *et al.* 2006, Gênova *et al.* 2007). A Estação Ecológica de Santa Bárbara (2.715 ha, clima do tipo Cwa, de acordo com a classificação de Cwa Köppen), possui precipitação média anual em torno de 1.300 mm, também concentrada entre outubro e março, e temperatura média anual variando

de 16°C a 24°C (Meira-Neto *et al.* 2007, Alvares *et al.* 2013). Os solos da Estação Ecológica de Santa Bárbara são latossolos com textura arenosa e alta concentração de alumínio (SMA 2011).

3.2.2. Coleta de dados da comunidade herbácea

Em fevereiro de 2018, cinco meses depois do fogo e no meio da estação chuvosa, foram avaliadas as herbáceas e os subarbustos que compõem o estrato herbáceo das plantações florestais analisadas. Em cada área (pinus abandonado com fogo, restauração passiva com fogo e restauração ativa sem fogo) foram estabelecidos 10 transectos de 1 m x 50 m, distante 120 m entre si, utilizando-se da amostragem aleatória sistematizada. Primeiramente foi selecionado um ponto em cada área de forma aleatória, e a partir deste foram selecionados, de forma sistematizada, os dez pontos que marcavam o início de cada transecto. A partir de cada ponto, a direção do transecto foi selecionada também de forma aleatória (0 até 359°). Na savana primária da Floresta Estadual de Assis foram alocados três transectos de 1 m x 50 m de forma aleatória. Na Estação Ecológica de Santa Bárbara foram usados os dados de três parcelas de 1 m x 50 m de Cava *et al.* (2018a, b).

Em cada transecto foram identificadas as espécies do estrato herbáceo (ervas gramínoides e não gramínoides e subarbustos) e foi avaliada a cobertura do solo por herbáceas nativas e por gramíneas exóticas pelo método de linhas (Canfield 1941). Gramíneas exóticas foram definidas como aquelas não nativas do Brasil. A cobertura do solo por herbáceas nativas e por gramíneas exóticas foi calculada separadamente como a porcentagem da linha de 50 m do transecto interceptada pelas espécies nativas e pelas gramíneas exóticas. A identificação das espécies seguiu o sistema de classificação APG IV (2016). Para as espécies lenhosas difíceis de se distinguir entre arbusto e subarbusto em campo, foram incluídas apenas aquelas classificadas como subarbusto de acordo com a Flora do Brasil (2020). Foram também avaliadas a profundidade da serapilheira, somada a camada de matéria orgânica em decomposição sobre o solo, e a cobertura do dossel, variáveis que podem influenciar o desenvolvimento da comunidade herbácea (Hiers *et al.* 2007, Abreu *et al.* 2017, Brewer *et al.* 2018). A profundidade da serapilheira e a cobertura do dossel foram medidas em quatro pontos do transecto, distantes 10 m entre si. Em cada ponto, a profundidade da serapilheira foi medida com régua milimetrada, nos quatro vértices e ao centro de um quadrado de 1 m². A cobertura de dossel foi medida com a utilização de um densiômetro esférico, manuseado a 1,3 m do solo (Lemmon 1956).

3.2.3. Análise de dados

O presente estudo não possui réplicas verdadeiras das diferentes situações avaliadas (pinus abandonado com fogo, restauração passiva com fogo e restauração ativa sem fogo). Por isso, cada transecto foi considerado uma réplica para as análises estatísticas ($n=10$ para cada tipo de situação). Entretanto, temos ciência de que o delineamento experimental não apresenta réplicas verdadeiras (Hurbert 1984). A abordagem escolhida permite que sejam feitas comparações estatísticas entre as diferentes áreas, exigindo que mantenhamos em mente a existência do potencial de fatores não medidos influenciarem os resultados. Dito isto, pode-se apontar várias razões para o presente estudo oferecer importantes resultados, assim como outros estudos que também não utilizaram réplicas verdadeiras para avaliar o fogo nos trópicos (Cochrane *et al.* 1999, Balch *et al.* 2015, Damasceno *et al.* 2018). Dentre as razões, as três áreas de plantação florestal avaliadas são grandes (24 a 27 ha), estão imediatamente adjacentes umas às outras e têm solos e histórico de uso semelhante no período de 1965 a 2008 (Fig. 10). Ademais, as leis brasileiras, que proíbem o manejo do fogo, tornam esses experimentos para estudos ecológicos extremamente difíceis de serem realizados com réplicas verdadeiras. Neste caso, tivemos a oportunidade de aproveitar o incêndio ocorrido na EEMG para avaliar o potencial do fogo em promover a restauração da comunidade herbácea nativa de savanas sob plantações florestais.

Para avaliar a similaridade florística entre as plantações florestais (pinus abandonado com fogo, restauração passiva com fogo e restauração ativa sem fogo) e as savanas primárias, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCO), utilizando-se como métrica de comparação o índice de similaridade de Jaccard. A riqueza das espécies nativas (número de espécies por transecto) entre as plantações florestais e as savanas primárias, a similaridade florística entre as mesmas áreas (índice de similaridade de Jaccard), a riqueza de espécies de savana por transecto (comparação entre a riqueza de espécies pelo menos uma vez em comum nos transectos das plantações florestais e nos transectos das savanas primárias) e a cobertura do solo por herbáceas nativas e gramíneas exóticas foram comparadas por análise de variância (ANOVA) e teste *a posteriori* de Tukey para comparações de médias. Foi calculado o índice de similaridade de Jaccard de cada um dos dez transectos em cada plantação florestal com os seis transectos das savanas primárias, gerando seis valores do índice por transecto. A partir desses resultados, foi tirada uma média do índice de similaridade de Jaccard por transecto e estas médias foram utilizadas para as comparações. Foram consideradas espécies típicas de savana aquelas presentes em pelo menos um dos transectos das savanas avaliadas na Floresta

Estadual de Assis e na Estação Ecológica de Santa Bárbara. Todas as análises foram realizadas no programa PAST 3 (Hammer *et al.* 2001).

3.4. Resultados

A composição das comunidades herbáceas das três áreas de plantação florestal foi diferente em comparação à composição das comunidades de savanas primárias. De acordo com a Análise de Coordenadas Principais (Fig. 11), os ecossistemas formaram três grupos, um com as savanas primárias claramente separadas das plantações florestais, outro com as áreas que queimaram (pinus abandonado com fogo e restauração passiva com fogo) e um terceiro formado pela área de corte raso seguido de plantio de árvores e arbustos, que não pegou fogo (restauração ativa sem fogo; Fig. 11). O eixo 1 explicou 15,7% e o eixo 2 12,9% da variação na composição de espécies entre os transectos. A riqueza nas savanas primárias foi três vezes maior que nas áreas de plantação florestal e o pinus abandonado com fogo teve a menor riqueza (Fig. 12, Apêndice H).

Figura 11. Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade herbácea nativa das savanas primárias (n = 6 transectos) e das plantações florestais (pinus abandonado com fogo, restauração passiva com fogo e restauração convencional sem fogo; n = 10 transectos por área). Para cada ponto foram calculados o intervalo de confiança (IC) $\pm 95\%$. O eixo 1 explicou 15,7% e o eixo 2 15,7% da variação na composição da comunidade de ervas nativas entre as áreas.

Figura 12. Riqueza da comunidade herbácea nativa nas savanas primárias (n=6 transectos) e nas plantações florestais (pinus abandonado com fogo, restauração passiva com fogo e restauração convencional sem fogo; n = 10 transectos por área). As barras indicam as médias $\pm$ erro padrão do número de espécies por transecto de 1 m x 50 m. Letras diferentes indicam diferença significativa entre as áreas ($P < 0,05$; ANOVA e teste de Tukey foram feitos com os dados transformados em log).

Os valores do índice de similaridade de Jaccard entre as plantações florestais e as savanas primárias foram muito baixos (0,02-0,04; Fig. 13A). A restauração passiva com fogo apresentou maior similaridade florística com as savanas primárias do que com a restauração ativa sem fogo, no entanto, sem diferir do pinus abandonado com fogo (Fig. 13, Tabela 1).

Figura 13. (A) Índice de similaridade de Jaccard da comunidade herbácea nativa (espécies exóticas foram excluídas) entre as plantações florestais (pinus abandonado com fogo, restauração passiva sem fogo e restauração convencional sem fogo) em relação às savanas. As barras indicam a média $\pm$ erro padrão do Índice de similaridade de Jaccard dos dez transectos por área. Cada transecto representa a média do Índice de similaridade dele com os seis transectos das savanas primárias. (B) Número (média $\pm$ erro padrão) de espécies herbáceas nativas encontradas nas plantações florestais que ocorriam em pelo menos um transecto das savanas primárias. Letras diferentes indicam diferença significativa entre as áreas ($P < 0,05$; ANOVA e teste de Tukey foram feitos com os dados transformados em log).

Tabela 1. Riqueza (total, considerando todos os transectos) de espécies herbáceas nativas e variáveis ambientais medidas nas savanas primárias (Floresta Estadual de Assis e Estação Ecológica de Santa Bárbara, São Paulo, Brasil; n = 6 transectos) e nas plantações florestais: Pinus abandonado com fogo, Restauração passiva com fogo e Restauração ativa sem fogo (Estação Experimental de Mogi-Guaçu, São Paulo, Brasil; n = 10 transectos por área).

Ecossistemas	Espécies nativas	Espécies exóticas	Espécies em comum com as savanas primárias	Cobertura de dossel (%, média $\pm$ 1DP)	Serapilheira e
					matéria orgânica em decomposição (cm, média $\pm$ DP)
Savanas primárias	81	1	81	49 $\pm$ 28	1,1 $\pm$ 0.5
Pinus abandonado com fogo	21	2	9	34 $\pm$ 11	3,4 $\pm$ 1,0
Restauração passiva com fogo	31	4	12	6 $\pm$ 8	0,1 $\pm$ 0.02
Restauração ativa sem fogo	30	4	9	19 $\pm$ 9	1,4 $\pm$ 1.6

Restauração passiva com fogo apresentou a maior cobertura do solo por herbáceas nativas (Fig. 14A). As duas plantações florestais que sofreram corte raso (restauração passiva com fogo e restauração ativa sem fogo) apresentaram as maiores porcentagens de cobertura do solo por gramíneas exóticas (Fig. 14A). Entre as plantações florestais, pinus abandonado com fogo apresentou os maiores valores de profundidade de serapilheira e cobertura de dossel (Tabela 1).

Figura 14. (A) Cobertura do solo por herbáceas nativas e (B) por gramíneas exóticas em plantações florestais (pinus abandonado com fogo, restauração passiva com fogo e restauração convencional sem fogo; $n = 10$ transectos por área). As barras indicam a média $\pm$ erro padrão da porcentagem da cobertura dos dez transectos de 1 m x 50 m por área. Letras diferentes indicam diferença significativa entre as áreas ($P < 0,05$; ANOVA seguida de teste de Tukey – dados para a cobertura do solo por gramíneas exóticas transformados em raiz quadrada).

3.2. Discussão

No presente estudo, nós aproveitamos um incêndio que ocorreu em uma área protegida no Estado de São Paulo, Brasil, para avaliar o potencial do fogo em promover a restauração da comunidade herbácea típica de savana após cinco décadas de conversão destas em plantações florestais. Como esperado, a comunidade herbácea nas três áreas de plantação florestal, independentemente do manejo e da presença do fogo, foi muito diferente da encontrada nas savanas primárias usadas como referência. Assim, nosso resultado é consistente com a crescente literatura que demonstra que a diversidade de espécies do estrato herbáceo típico de savana não

se recupera facilmente após sua conversão em plantações florestais e exclusão do fogo (Zaloumis & Bond 2011, Zaloumis *et al.* 2016, Abreu *et al.* 2017, Buisson *et al.* 2019). Nós sugerimos que a baixa diversidade encontrada nas plantações florestais ressalta a importância da conservação das savanas frente à sua conversão em plantios de espécies exóticas (Veldman *et al.* 2015 a,b). Infelizmente, em antigas plantações florestais no Cerrado brasileiro, ainda é comum que as práticas de restauração, em vez de voltadas ao restabelecimento da comunidade herbácea nativa, sejam focadas no plantio de árvores, no controle de gramíneas exóticas com herbicidas e na exclusão do fogo, todos prejudiciais para a recuperação da vegetação original das savanas (Pilon *et al.* 2018a, Buisson *et al.* 2019, Dalle Laste *et al.* 2019). Pela comparação entre restauração passiva com fogo e restauração ativa sem fogo, nossos resultados demonstram que um único incêndio, cinco anos após a retirada da espécie exótica, apresentou, embora modestamente, melhores resultados para a restauração da comunidade herbácea típica de savana do que as práticas convencionais que envolvem o plantio de árvores.

A comunidade de plantas herbáceas encontrada nas áreas de plantação florestal teve poucas espécies em comum com as savanas primárias e baixa riqueza em comparação às referências. A baixa similaridade florística e a baixa riqueza encontradas podem ser atribuídas à conversão das áreas nativas em plantações florestais. O plantio de árvores em alta densidade em locais onde árvores não existiam ou eram esparsas, como é o caso dos ecossistemas savânicos, pode alterar sua estrutura e dinâmica pelo aumento do sombreamento, acúmulo de serapilheira (no caso acículas, paras as plantações de pinus) e competição entre as espécies, o que limita o desenvolvimento da comunidade herbácea (Harrington 2011, Zaloumis & Bond 2011, Veldman *et al.* 2015b, Brewer *et al.* 2018). Em outras savanas do Brasil invadidas por pinus, o estrato herbáceo desapareceu (de Abreu & Durigan 2011) ou é escasso (Brewer *et al.* 2018). Padrões similares de perda de espécies e redução na riqueza da vegetação herbácea em plantações abandonadas de pinus em comparação às savanas primárias também foram documentados no sul dos Estados Unidos (Kirkman *et al.* 2004) e na África, neste caso, também foi encontrado baixa riqueza de herbáceas mesmo após a remoção da espécie exótica (Zaloumis & Bond 2011, Zaloumis *et al.* 2016). Nosso estudo é consistente com a ideia de que as vegetações secundárias em plantações florestais são ecossistemas qualitativamente diferentes em relação às savanas primárias (Veldman *et al.* 2015b, Buisson *et al.* 2019).

Ao considerarmos que o fogo é essencial para a dinâmica das savanas primárias, foi hipotetizado que mesmo um único evento de fogo poderia ser benéfico para a restauração da comunidade herbácea. De fato, os resultados demonstraram que a área de restauração passiva com fogo apresentou maior semelhança na composição florística com as savanas primárias ao

ser comparada a restauração ativa sem fogo (Fig. 13, Tabela 1). No bioma Cerrado, após o fogo, já foi constatado maior florescimento de espécies herbáceas em área campestre (Pilon *et al.* 2018b) e aumento da biomassa de ervas em savanas (Oliveras *et al.* 2013). Embora o mecanismo pelo qual o fogo estimula diretamente a rebrota, florescimento e germinação das sementes ainda não seja claro (Buisson *et al.* 2018, Fidelis *et al.* 2019), sabe-se que indiretamente o fogo estimula o desenvolvimento das espécies herbáceas pelo aumento da disponibilidade de luz e de nutrientes no solo (Araújo *et al.* 2013, Assis 2017) e pela redução da cobertura de gramíneas exóticas (Martins *et al.* 2017). Em suma, nossos resultados podem ser utilizados para reforçar o crescente reconhecimento de que o manejo do fogo é de fundamental importância para a conservação e restauração das savanas no Brasil (Ramos-Neto & Pivello, 2000, Fidelis & Pivello 2011, Durigan & Ratter 2016, Schmidt *et al.* 2018, Fidelis *et al.* 2019).

Os resultados do presente estudo enfatizam a importância da retirada do pinus para a restauração da comunidade herbácea. Enquanto a plantação florestal que sofreu corte raso seguido de abandono e queima (restauração passiva com fogo) apresentou maior semelhança florística com as savanas primárias e maior cobertura do solo por herbáceas nativas em relação à restauração ativa sem fogo, a plantação de pinus abandonada, que também queimou (pinus abandonado com fogo), não apresentou resultados similares. O maior desenvolvimento do estrato herbáceo em restauração passiva com fogo pode ter ocorrido devido ao fato da retirada do pinus reduzir a competição acima e abaixo do solo e porque o fogo diminui o volume de serapilheira acumulada, composta por acículas (Wilcke & Lilienfein 2002, Cuevas & Zalba 2010, Harrington 2011, Brewer *et al.* 2018). De fato, a restauração passiva com fogo apresentou menores valores para cobertura de dossel e profundidade de serapilheira, quando comparada ao pinus abandonado com fogo (Tab 1). Assim, o presente estudo corrobora a recomendação, até então não testada, de que o corte do pinus (Abreu *et al.* 2012, Durigan *et al.* 2013) e o manejo do fogo (Durigan & Ratter 2016, Pilon *et al.* 2018b) são essenciais para a restauração da comunidade herbácea em áreas de plantações florestais que antigamente comportavam savanas no Brasil.

A presença de gramíneas exóticas vem sendo um grande desafio na restauração de savanas, especialmente para espécies invasoras adaptadas ao fogo. Ambas as plantações florestais que sofreram corte raso (restauração passiva com fogo e restauração ativa sem fogo) apresentaram elevada cobertura do solo por gramíneas exóticas, em comparação com a área de pinus abandonado com fogo. A invasão por gramíneas exóticas ameaça a biodiversidade das savanas (Brooks *et al.* 2010, Foxcroft *et al.* 2010, Buisson *et al.* 2019) e é um grande desafio

para projetos de conservação e restauração no Brasil (Pivello *et al.* 1999, Durigan *et al.* 2007, Ferreira *et al.* 2015, Martins *et al.* 2017). O dossel aberto nas duas plantações florestais que sofreram corte raso permitiu ampla entrada de luz após o corte do pinus, favorecendo o desenvolvimento das gramíneas exóticas, o que não aconteceu no talhão de pinus abandonado (Gimenez 2005; Durigan *et al.* 2013). Outra explicação para a presença das gramíneas exóticas nas áreas onde houve o corte raso do pinus envolve a maquinaria utilizada para o corte das plantações, que pode promover o estabelecimento das gramíneas exóticas pela dispersão das sementes e pelos distúrbios causados no solo (Veldman *et al.* 2009, Veldman & Putz 2010). Independentemente da razão, nossos resultados são similares aos encontrados por Damasceno *et al.* (2018), em que a plantação de pinus estudada foi dominada por gramíneas exóticas após o corte das árvores. Parece claro que o controle ou erradicação das gramíneas exóticas é necessário como parte da restauração em plantações florestais após o seu corte (Damasceno *et al.* 2018, Buisson *et al.* 2019), mas talvez a presença de tais espécies não seja totalmente negativa para desencadear a restauração da comunidade de ervas nativas, caso proporcionem combustível fino para restaurar a inflamabilidade dos ecossistemas. De fato, suspeitamos de que o fogo não se propagou pela área de restauração ativa devido ao controle frequente das gramíneas exóticas com herbicida. Foi também observado que o uso frequente de herbicida (aplicado nos primeiros anos após o plantio) não foi totalmente eficaz na eliminação das gramíneas exóticas (Fig 14) e provocou a morte de gramíneas nativas (observação em campo). De maneira similar, Assis (2017) encontrou diminuição da cobertura de ervas nativas (principalmente gramíneas) após o uso sucessivo em seu estudo de restauração de áreas campestres no Cerrado de São Paulo.

As plantações florestais no Cerrado brasileiro estão aumentando (Fernandes *et al.* 2016), em muitos casos sobre vegetação nativa de fisionomias savânicas e campestres, erroneamente consideradas áreas degradadas. É importante que seja avaliada a perda da diversidade desses ecossistemas diante desta conversão (Parr *et al.* 2014, Veldman *et al.* 2015b) e que sejam identificadas práticas de restauração da comunidade nativa após o abandono e corte das plantações (Gimenez 2005, Buisson *et al.* 2019). Nossos resultados reforçam a literatura que indica o fogo como sendo crucial na manutenção e restauração da biodiversidade das fisionomias abertas do Cerrado (Oliveras *et al.* 2013, de Andrade & Miranda 2014, Pilon *et al.* 2018b). Infelizmente, o manejo do fogo é permitido apenas em algumas Unidades de Conservação no Brasil (Durigan & Ratter 2016), contribuindo pouco para o avanço do conhecimento sobre queimas controladas na restauração das savanas e campos do Cerrado (Gomes *et al.* 2018, Pilon *et al.* 2018b, Buisson *et al.* 2019). Nossos resultados são consistentes

com o recente apelo para que o fogo tenha papel central na conservação e restauração da comunidade herbácea típica de savana no Brasil (Durigan & Ratter 2016, Pilon *et al.* 2018b, Schmidt *et al.* 2018). Foi demonstrado que a restauração com base nas práticas voltadas para restauração de florestas (exclusão do fogo, plantio de árvores e controle de herbicida), muitas vezes utilizada para a restauração de savanas no Brasil, não é eficaz para a restauração da comunidade herbácea nativa e não deveria ser aplicada quando o foco for restaurar áreas previamente ocupadas por savanas (Durigan & Ratter 2016, Pilon *et al.* 2018a, Dalle Laste *et al.* 2019). O presente estudo recomenda que, em vez do convencional plantio de árvores, os esforços para restauração de savanas em antigas plantações florestais sejam voltados para o corte da espécie plantada, manejo do fogo e enriquecimento pelo plantio de ervas graminoides e não graminoides.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R. C. R., W. A. HOFFMANN, H. L. VASCONCELOS, N. A. PILON, D. R. ROSSATTO, and G. DURIGAN. 2017. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Sci. Adv.* 3: e1701284.
- ALVARES, C. A., L. STAPE, P. C. SENTELHAS, J. L. D. M. GONÇAVES, and G. SPAROVEK. 2013. Köppen 's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift*, 22: 711–728.
- APG. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 182: 1-20.
- ARAÚJO, G. M., A. F. AMARAL, E. M. BRUNA, and H. L. VASCONCELOS. 2013. Fire drives the reproductive responses of herbaceous plants in a Neotropical swamp. *Plant Ecol.* 214: 1479–1484.
- ARCHIBALD, S. ET AL. 2018. Biological and geophysical feedbacks with fire in the Earth system. *Environ. Res. Lett.* 13.
- ASSIS, G. B. 2017. Invasão do campo cerrado por braquiária (*Urochloa decumbens*): perdas de diversidade e técnicas de restauração. PhD Dissertation. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
- BALCH, J. K., P. M. BRANDO, D. C. NEPSTAD, M. T. COE, D. SILVÉRIO, T. J. MASSAD, E. A. DAVIDSON, P. LEFEBVRE, C. OLIVEIRA-SANTOS, W. ROCHA, R. T. S. CURY, A. PARSONS, and K. S. CARVALHO. 2015. The Susceptibility of Southeastern Amazon Forests to Fire: Insights from a Large-Scale Burn Experiment. *BioScience* 65: 893-905.
- BOND, W. J. 2016. Ancient grasslands at risk. *Science* 351: 120–122.
- BOND, W. J., and J. E. KEELEY. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecol Evol* 20: 387-394.
- BOND, W. J., and C. L. PARR. 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biol. Conserv.* 143: 2395–2404.
- BRANDO, P. M., and G. DURIGAN. 2004. Changes in Cerrado Vegetation after Disturbance by Frost (São Paulo State , Brazil). *Plant. Ecol.Changes* 175: 205–215.
- BRASIL- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2015. Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado. 67. Available at: http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/Metodologia_TCCerrado_2013.pdf.
- BREWER, J. S., F. M. SOUZA, R. M. CALLAWAY, and G. DURIGAN. 2018. Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. *Biol. Invasions* 1–14.

- BROOKS, K. J., S. A. SETTERFIELD, and M. M. DOUGLAS. 2010. Exotic grass invasions: Applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. *Restor. Ecol.* 18: 188–197.
- BUISSON, E., S. LE STRADIC, F. A. O. SILVEIRA, G. DURIGAN, G. E. OVERBECK, A. FIDELIS, G. W. FERNANDES, W. J. BOND, J. HERMANN, G. MAHY, S. T. ALVARADO, N. P. ZALOUMIS, and J. W. VELDMAN. 2019. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biol. Rev.* 94: 590–609.
- CANFIELD, R. H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *J. For* 38: 388–394.
- CAVA, M. G. B., N. A. PILON, M. C. RIBEIRO, and G. DURIGAN. 2018a. Data from: Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. Dryad Digital Repository: <https://doi.org/10.5061/dryad.65jr5>
- CAVA, M. G. B., N. A. PILON, M. C. RIBEIRO, and G. DURIGAN. 2018b. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *J. Appl. Ecol.* 55: 1164–1172.
- COCHRANE, M. A., A. ALENCAR, M. D. SCHULZE, C. M. SOUZA, D. C. NEPSTAD, P. LEFEBVRE, and E. A. DAVIDSON. 1999. Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests. *Science* 284: 1832–1835.
- CUEVAS, Y. A., and S. M. ZALBA. 2010. Recovery of Native Grasslands after Removing Invasive Pines. *Restor. Ecol.* 18: 711–719.
- DALLE LASTE, K. C., G. DURIGAN, and A. N. ANDERSEN. 2019. Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. *Austral Ecol.* 44: 313–326.
- DAMASCENO, G., L. SOUZA, P. Z. GIROLDO, A. FIDELIS, and E. GORGONE-BARBOSA. 2018. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biol. Invasions* 20: 3621–2629.
- DE ABREU, R. C. R., and G. DURIGAN. 2011. Changes in the plant community of a brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *pinus elliottii* engelm. *Plant Ecol. Divers.* 4: 269–278.
- DE ANDRADE, L. A. Z., AND H. S. MIRANDA. 2014. The dynamics of the soil seed bank after a fire event in a woody savanna in central Brazil. *Plant Ecol.* 215: 1199–1209.
- DE MORAES, M. G., M. A. M. DE CARVALHO, A. C. FRANCO, C. J. POLLOCK, and RITA DE CÁSSIA L. FIGUEIREDO-RIBEIRO. 2016. Fire and Drought: Soluble Carbohydrate

- Storage and Survival Mechanisms in Herbaceous Plants from the Cerrado. *BioScience* 66: 107-117.
- DURIGAN, G., A. C. G. DE MELO, J. C. M. MAX, O. V. BOAS, W. A. CONTIERI, and V. S. RAMOS. 2011. Manual para recuperação da vegetação de cerrado 3 ed. SMA, São Paulo.
- DURIGAN, G., and J. A. RATTER. 2006. Successional Changes in Cerrado and Cerrado/Forest Ecotonal Vegetation in Western São Paulo State, Brazil, 1962–2000. *Edinburgh J. Bot.* 63: 119–130.
- DURIGAN, G., and J. A. RATTER. 2016. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *J. Appl. Ecol.* 53: 11–15.
- DURIGAN, G., M. F. DE SIQUEIRA, and G. A. D. C. FRANCO. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Sci. Agric.* 64: 355–363.
- EDWARDS, E. J., C. P. OSBORNE, C. A. E. STRÖMBERG, and S. A. SMITH. 2010. The Origins of C4 Grasslands: Integrating Evolutionary and Ecosystem Science. *Science* 328: 587–591.
- FERNANDES, G. W., M. S. COELHO, R. B. MACHADO, M. E. FERREIRA, L. M. d. S. AGUIAR, R. DIRZO, A. Scariot, and C. R. Lopes. 2016. Afforestation of savannas: an impending ecological disaster. *Nat. Conserv.* 14: 146-151.
- FERREIRA, M. C., B. M. T. WALTER, and D. L. M. VIEIRA. 2015. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restor. Ecol.* 23: 723–728.
- FIDELIS, A., S. ALVARADO, A. BARRADAS, and V. PIVELLO. 2018. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. *Fire* 1: 1030049.
- FIDELIS, A., B. APPEZZATO-DA-GLÓRIA, V. D. PILLAR, and J. PFADENHAUER. 2014. Does disturbance affect bud bank size and belowground structures diversity in Brazilian subtropical grasslands? *Flora – Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 209: 110-116.
- FIDELIS, A., and V. R. PIVELLO. 2011. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Bras.* 1: 12–25.
- FIDELIS, A., P. ROSALEM, V. ZANZARINI, L. S. CAMARGOS, and A. R. MARTINS. 2019. From ashes to flowers: a savanna sedge initiates flowers 24 h after fire. *Ecology* 0: e02648.
- FLORA DO BRASIL. 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Available at: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br> [Accessed June 20, 2017].
- FOXCROFT, L. C., D. M. RICHARDSON, M. REJMÁNEK, and P. PYŠEK. 2010. Alien plant invasions in tropical and sub-tropical savannas: Patterns, processes and prospects. *Biol. Invasions* 12: 3913–3933.
- GERNANDT, D. S., G. GEADA LÓPEZ, S. ORTIZ GARCÍA, and A. LISTON. 2005. Phylogeny and

classification of *Pinus*. *Taxon* 54: 29–42.

- GÊNOVA, K., B., E. A. HONDA, and G. DURIGAN. 2007. Processos hidrológicos em diferentes modelos de plantio de restauração de mata ciliar em região de cerrado. *Ver. do Inst. Florest.* 19: 189-200.
- GIMENEZ, V. M. M. 2005. Componente arbustivo-arbóreo em áreas utilizadas para o plantio de exóticas em um cerrado de Luiz Antônio - SP. PhD Dissertation. Universidade de São Paulo.
- GOMES, L., H. S. MIRANDA, and M. M. D. C. BUSTAMANTE. 2018. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? *For. Ecol. Manage.* 417: 281-290.
- HAMMER, O., D. A. T. HARPER, and P. D. RYAN. 2001. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.* 1: 1-9.
- HARRINGTON, T. B. 2011. Overstory and understory relationships in longleaf pine plantations 14 years after thinning and woody control. *Can. J. For. Res.* 41: 2301–2314.
- HIERS, K. J., J. J. O'BRIEN, R. E. WILL, and R. J. MITCHELL. 2007. Forest Floor Depth Mediates Understory Vigor in Xeric *Pinus palustris* ecosystems. *Ecol. Appl.* 17: 806–814.
- JUHÁSZ, P., P. R. CURSI, M. COOPER, T. C. OLIVEIRA, and S. RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA. 2006. Dinâmica físico-hídrica de uma topossequeência de solos sob savana florestada (Cerradão) em Assis, SP. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 30: 401–412.
- HURBERT, S. H. 1984. Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. *Ecol. Monogr.* 54: 187-211.
- KELLY, L. T., and L. BROTONS. 2017. Using fire to promote biodiversity. *Science* 355: 1264–1265.
- KIRKMAN, L. K., K. L. COFFEY, R. J. MITCHELL, and E. B. MOSER. 2004. Ground cover recovery patterns and life-history traits: Implications for restoration obstacles and opportunities in a species-rich savanna. *J. Ecol.* 92: 409–421.
- KLINK, C. A., and R. B. MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv. Biol.* 19: 707–713.
- LAMONT, B. B., and K. S. DOWNES. 2011. Fire-stimulated flowering among resprouters and geophytes in Australia and South Africa. *Plant Ecology* 212: 2111-2125.
- LAPOLA, D. M., L. A. MARTINELLI, C. A. PERES, J. P. H. B. OMETTO, M. E. FERREIRA, C. A. NOBRE, A. P. D. AGUIAR, M. M. C. BUSTAMANTE, M. F. CARDOSO, M. H. COSTA, C. A. JOLY, C. C. LEITE, P. MOUTINHO, G. SAMPAIO, B. B. N. STRASSBURG, and I. C. G. VIEIRA. 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.* 4: 27–35.

- LEMMON, P. E. 1956. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *For. Sci.* 2: 314–320.
- MARTINS, C. R., J. D. V. HAY, M. SCALÉA, and J. V. MALAQUIAS. 2017. Management techniques for the control of *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses grass): ten years of research on an invasive grass species in the Brazilian Cerrado. *Acta Bot. Brasilica* 31: 546–554.
- MURPHY, B. P., A. N. ANDERSEN, AND C. L. PARR. 2016. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 371: 20150319.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. FONSECA, and J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- MEIRA NETO, J. A. A., F. R. MARTINS, and G. E. VALENTE. 2007. Composição florística e espectro biológico na Estação Ecológica de Santa Bárbara, estado de São Paulo, Brasil. *Rev. Árvore* 31: 907–922.
- OLIVERAS, I., S. T. MEIRELLES, V. L. HIRAKURI, C. R. FREITAS, H. S. MIRANDA, and V. R. PIVELLO. 2013. Effects of fire regimes on herbaceous biomass and nutrient dynamics in the Brazilian savanna. *Int. J. Wildl. Fire* 22: 368–380.
- OVERBECK, G. E., V. EDUARDO, T. M. LEWINSOHN, C. R. FONSECA, S. T. MEYER, P. CEOTTO, C. M. JACOBI, and W. W. WEISSER. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers. Distrib.* 21: 1455–1460.
- PARR, C. L., C. E. LEHMANN, W. J. BOND, W. A. HOFFMANN, and A. N. ANDERSEN. 2014. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends Ecol Evol* 29: 205–213.
- PAUSAS, J. G., B. B. LAMONT, S. PAULA, B. APPEZZATO-DA-GLÓRIA, and A. FIDELIS. 2018. Unearthing belowground bud banks in fire-prone ecosystems. *New Phytol.* 217: 1435–1448.
- PILON, N. A. L., E. BUISSON, and G. DURIGAN. 2018a. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Rest. Ecol.* 26: 73–81.
- PILON, N. A. L., W. A. HOFFMANN, R. C. R. ABREU, and G. DURIGAN. 2018b. Quantifying the short-term flowering after fire in some plant communities of a cerrado grassland. *Plant Ecol. Diver.* 11: 1–8.
- PINHEIRO, E. DA S., and G. DURIGAN. 2009. Dinâmica espaço-temporal (1962–2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Botânica* 32: 441–454.

- PINHEIRO, E. DA S., and G. DURIGAN. 2012. Diferenças forísticas e estruturais entre fitofisionomias do Cerrado em Assis, SP, Brasil. *Rev. Árvore* 36: 181–193.
- PIVELLO, N. I. A. R., U. N. SHIDA, and R. T. MEIRELLES. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 8: 1281–1294.
- PYKE, G. H. 2017. Fire-Stimulated Flowering: A Review and Look to the Future. *Crit. Rev. Plant Sci* 36: 179-189.
- RAMOS-NETO, M. B., and V. R. PIVELLO. 2000. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. *Environ. Manage.* 26: 675–684.
- RATNAM, J., W. J. BOND, R. J. FENSHAM, W. A. HOFFMANN, S. ARCHIBALD, C. E. R. LEHMANN, M. T. ANDERSON, S. I. HIGGINS, and M. SANKARAN. 2011. When is a ‘forest’ a savanna, and why does it matter? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20: 653-660.
- SÃO PAULO, Lei nº 13.550 de 02 de Junho de 2009. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas. Available at: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13550-02.06.2009.html>> [Accessed June 20, 2018].
- SCHMIDT, I. B., L. C. MOURA, M. C. FERREIRA, L. ELOY, A. B. SAMPAIO, P. A. DIAS, C. N. BERLINCK, and R. ZENNI. 2018. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *J. Appl. Ecol* 55: 2094-2101.
- SCOTT, K., S. A. SETTERFIELD, M. M. DOUGLAS, C. L. PARR, and A. N. ANDERSEN. 2012. Does long-term fire exclusion in an Australian tropical savanna result in a biome shift? A test using the reintroduction of fire. *Austral Ecol.* 37: 693–711.
- SIMON, M. F., R. GRETHERC, L. P. QUEIROZ, C. SKEMA, T. PENNINGTON, and C. E. HUGHES. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106: 20359–20364.
- SMA. Secretaria do Meio Ambiente. 2011. Plano de manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. 135. Available at: http://iflorestal.sp.gov.br/institutoflorestal/files/2013/03/Plano_de_Manejo_EEc_Santa_Ba_rbara.pdf [Accessed June 20, 2017].
- SMA – Secretaria do Meio Ambiente. 2015. Plano de manejo da Estação Ecológica e Reserva Biológica de Mogi-Guaçu. 566. Available at: http://iflorestal.sp.gov.br/files/2016/02/Plano_de_manejo_UC_MogiGuacu.pdf [Accessed March 10, 2017].

- STRAHAN, R. T., M. T. STODDARD, J. D. SPRINGER, and D. W. HUFFMAN. 2015. Increasing weight of evidence that thinning and burning treatments help restore understory plant communities in ponderosa pine forests. *For. Ecol. Manage.* 353: 208–220.
- STRASSBURG, B. B. N., T. BROOKS, R. FELTRAN-BARBIERI, A. IRIBARREM, R. CROUZEILLES, R. LOYOLA, A. E. LATAWIEC, F. J. B. O. FILHO, C. A. D. M. SCARAMUZZA, F. R. SCARANO, B. SOARES-FILHO, and A. BALMFORD. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* 1: 0099.
- VELDMAN, J. W. 2016. Clarifying the confusion: old-growth savannahs and tropical ecosystem degradation. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 371: 20150306.
- VELDMAN, J. W., B. MOSTACEDO, M. PEÑA-CLAROS, and F. E. PUTZ. 2009. Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. *For. Ecol. Manage.* 258: 1643–1649.
- VELDMAN, J. W., and F. E. PUTZ. 2010. Long-distance dispersal of invasive grasses by logging vehicles in a tropical dry forest. *Biotropica* 42: 697–703.
- VELDMAN, J. W., L. A. BRUDVIG, E. I. DAMSCHEN, J. L. ORROCK, W. B. MATTINGLY, and J. L. WALKER. 2014. Fire frequency, agricultural history and themultivariate control of pine savanna understorey plant diversity. *J. Veg. Sci.* 25: 1438–1449.
- VELDMAN, J. W., E. BUISSON, G. DURIGAN, G. W. FERNANDES, S. Le STRADIC, G. MAHY, D. NEGREIROS, G. E. OVERBECK, R. G. Veldman, N. P. ZALOUMIS, F. E. PUTZ, and W. J. BOND. 2015a. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Front. Ecol. Environ* 13: 154-162.
- VELDMAN, J. W., G. E. OVERBECK, D. NEGREIROS, G. MAHY, S. LE STRADIC, G. W. FERNANDES, G. DURIGAN, E. BUISSON, F. E. PUTZ, and W. J. BOND. 2015b. Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 65: 1011-1018.
- WALKER, J. L., and A. M. SILLETTI. 2006. Restoring the Ground Layer of Longleaf Pine Ecosystems. *In* S. Jose, E. J. Jokela, and D. L. Miller (Eds.) *The longleaf pine ecosystem: ecology, silviculture, and restoration.* pp. 297–325, Springer New York, New York, US.
- WILCKE, W., and J. LILIENFEIN. 2002. Biogeochemical consequences of the transformation of native Cerrado into. 238: 175–189.
- ZALOUMIS, N. P., and W. J. BOND. 2011. Grassland restoration after afforestation: No direction home? *Austral Ecol.* 36: 357-366.
- ZALOUMIS, N. P., and W. J. BOND. 2016. Reforestation or conservation? The attributes of old growth grasslands in South Africa. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 371: 20150310.

APÊNDICE

APÊNDICE H. Espécies da comunidade herbácea registrada na savana primária da Floresta Estadual de Assis e dos dados de Cava et al., 2017a referentes a savana primária da Estação Ecológica de Santa Bárbara, São Paulo, Brasil; n = 6 transectos de 1 m x 50 m) e nas três plantações florestais: pinus abandonado, restauração passiva com fogo e restauração ativa sem fogo (Mogi-Guaçu, São Paulo, Brasil; n = 10 transectos de 1m x 50 m para cada local). sav. prim. – savana primária; pin. aban. – pinus abandonado; res. pass. – restauração passiva; res. ativ. – restauração ativa; * - exóticas – espécies não nativas do país.

família/ espécies	sav. prim	pin aban.	res. pass.	res. ativ.
Acanthaceae				
<i>Ruellia bulbifera</i> Lindau	X			
<i>Ruellia geminiflora</i> Kunth	X			
Amaranthaceae				
<i>Pfaffia</i> sp.	X			
Anacardiaceae				
<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	X	X		
Apocynaceae				
<i>Mandevilla pohliana</i> (Stadelm.) A.H.Gentry	X			
Asteraceae				
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	X			X
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	X			X
<i>Aspilia clauseniana</i> Baker	X			
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	X			
<i>Chrysolaena obovata</i> (Less.) Dematt.	X			
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist				X
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist				X
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight				X
<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.		X	X	X
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	X		X	
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.				X
<i>Pterocaulon alopecuroides</i> (Lam.) DC.			X	
<i>Vernonanthura oligolepis</i> (Sch.Bip. ex Baker) H.Rob.	X			
sp 1	X			
Bignoniaceae				
<i>Anemopaegma glaucum</i> Mart. ex DC.		X		X
<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	X			
Bromeliaceae				
<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L.B.Sm.	X	X	X	
<i>Bromelia balansae</i> Mez	X			
Chrysobalanaceae				
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltdl.	X			

Commelinaceae				
<i>Commelina erecta</i> L.	X			
Convolvulaceae				
<i>Evolvulus fuscus</i> Meisn.	X			
<i>Evolvulus sericeus</i> Sw.	X			
Cucurbitaceae				
<i>Melothria campestris</i> (Naudin) H. Schaef. & S.S. Renner	X		X	
Cyperaceae				
<i>Bulbostylis hirtella</i> (Schrader) Urb.	X			X
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.		X	X	X
<i>Cyperus difformis</i> L.		X		
<i>Pycnus</i> sp.			X	
<i>Rhynchospora exaltata</i> Kunth	X			
<i>Rhynchospora tenuis</i> Link			X	
<i>Scleria gaertneri</i> Raddi		X		X
<i>Scleria scabra</i> Willd.	X			
Euphorbiaceae				
<i>Croton antisiphiliticus</i> Mart.	X			
<i>Croton campestris</i> A.St.-Hil.	X			
<i>Croton glandulosus</i> L.	X			
<i>Microstachys serrulata</i> (Mart. & Zucc.) Müll.Arg.	X			
Fabaceae				
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	X		X	
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	X	X		
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	X			X
<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	X			
<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	X			
<i>Crotalaria micans</i> Link	X	X	X	X
<i>Crotalaria pallida</i> var. <i>obovata</i> (G.Don) Polhill	X			
<i>Crotalaria</i> sp.				X
<i>Desmanthus tathuhyensis</i> Hoehne	X			
<i>Eriosema campestre</i> Benth.	X	X	X	
<i>Galactia grewiaefolia</i> (Benth.) Taub.	X			
<i>Galactia heringeri</i> Burkart			X	
<i>Mimosa dolens</i> Vell.	X			
<i>Mimosa gracilis</i> Benth.		X		X
<i>Mimosa xanthocentra</i> Mart.	X			
<i>Stylosanthes acuminata</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa	X		X	
<i>Zornia reticulata</i> Sm.			X	X
Lamiaceae				
<i>Gymneia interrupta</i> (Pohl ex Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	X			
<i>Hyptis campestris</i> Harley & J.F.B. Pastore	X		X	

<i>Mesosphaerum suaveolens</i> (L.) Kuntze					X
Malpighiaceae					
<i>Aspicarpa pulchella</i> (Griseb.) O'Donell & Lourteig	X				
<i>Byrsonima subterranea</i> Brade & Markgr.	X				
<i>Camarea hirsuta</i> A.St.-Hil.	X				
Malvaceae					
<i>Melochia</i> sp.				X	
<i>Pavonia</i> sp.	X				
<i>Peltaea polymorpha</i> (A.St.-Hil.) Krapov. & Cristóbal			X		
<i>Sida linifolia</i> Cav.	X				
<i>Waltheria communis</i> A.St.-Hil.				X	X
Menispermaceae					
<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	X	X	X	X	X
Myrtaceae					
<i>Psidium australe</i> Cambess.	X				
<i>Psidium grandifolium</i> Mart. ex DC.	X				
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	X				
Phyllanthaceae					
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	X				
Poaceae					
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	X				
<i>Andropogon bicornis</i> L.			X	X	X
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	X	X	X	X	X
<i>Aristida jubata</i> (Arechav.) Herter	X				
<i>Aristida megapotamica</i> Spreng.	X				
<i>Axonopus marginatus</i> (Trin.) Chase	X				
<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P. Beauv.			X	X	X
<i>Axonopus pellitus</i> (Nees ex Trin.) Hitchc. & Chase	X	X			
<i>Axonopus pressus</i> (Nees ex Steud.) Parodi	X			X	
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlm.	X				
* <i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde				X	X
<i>Digitaria</i> sp.				X	
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	X	X		X	
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	X				
<i>Eragrostis leucosticta</i> Nees ex Döll	X				
<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.		X		X	
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	X				
* <i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.			X	X	X
* <i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka				X	X
<i>Panicum campestre</i> Nees ex Trin.	X				
<i>Panicum cervicatum</i> Chase				X	
<i>Panicum sellowii</i> Nees					X
<i>Paspalum ammodes</i> Trin.	X				

<i>Paspalum carinatum</i> Humb. & Bonpl. ex Flügge	X			
<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees	X			
<i>Paspalum hyalinum</i> Nees ex Trin.				X
<i>Paspalum lachneum</i> Nees ex Steud.	X			
<i>Paspalum multicaule</i> Poir.			X	
<i>Paspalum pectinatum</i> Nees ex Trin.	X			
sp 3			X	
<i>Sporobolus cubensis</i> Hitchc.	X			
<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga				X
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	X			
* <i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster	X	X	X	X
Polypodiaceae				
<i>Pleopeltis minima</i> (Bory) J. Prado & R.Y. Hirai		X		
<i>Serpocaulon latipes</i> (Langsd. & Fisch.) A.R.Sm.	X			
Rubiaceae				
<i>Borreria poaya</i> (A.St.-Hil.) DC.	X			
<i>Borreria multiflora</i> (DC.) Bacigalupo & E.L.Cabral			X	
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	X			
<i>Limnosipanea erythraeoides</i> (Cham.) K.Schum.	X			
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	X			
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Schult.) Müll.Arg.	X			
<i>Psychotria</i> sp.		X		
<i>Richardia scabra</i> L.	X			X
Sapotaceae				
<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D.Penn.	X	X	X	X
Turneraceae				
<i>Piriqueta aurea</i> (Cambess.) Urb.			X	
<i>Piriqueta rosea</i> (Cambess.) Urb.	X			
indet				
sp 2				X

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Plantações florestais vêm sendo consideradas redutos de biodiversidade e uma atividade de baixo impacto à vegetação nativa ao serem comparadas com outros usos da terra como agricultura e mineração. De fato, a conversão de ecossistemas naturais para esses outros usos da terra, por alterarem o solo de maneira mais drástica, podem ser atividades cuja restauração demande mais esforços para recuperar a comunidade nativa (DURIGAN et al., 2011). Entretanto, é muito importante que se considere o tipo de ecossistema que foi substituído por uma plantação florestal. Plantações florestais não parecem ser um bom reduto da biodiversidade para as savanas. Savanas naturais apresentam baixa densidade de árvores e arbustos e um rico estrato herbáceo, e são ambientes que dependem da manutenção de tal estrutura para a conservação e, portanto, para a restauração de sua biodiversidade e de seu funcionamento.

Plantar árvores em um ambiente onde estas nunca existiram ou não eram dominantes, como nas savanas, e aliar esse plantio à exclusão do fogo, altera a estrutura e a dinâmica responsável pela manutenção das espécies intolerantes à sombra (VELDMAN et al., 2015a). Plantações florestais forçam a formação de um dossel contínuo, responsável por maior sombreamento do sub-bosque, podem alterar o solo eliminando órgãos subterrâneos responsáveis pela rebrota após distúrbios, típicos de espécies de savana (HARRINGTON, 2011, VELDMAN et al., 2015a, ZALOUMIS; BOND, 2011, ZALOUMIS, BOND, BOND, 2016), introduzem competição entre as espécies plantadas e as nativas, prejudicando o desenvolvimentos das últimas e, no caso das plantações de pinus, a presença de acículas pode ser uma barreira impeditiva à regeneração (BREWER, et al., 2018, CUEVAS; ZALBA, 2010, WILCKE; LILIENFEIN, 2002).

O presente estudo, no capítulo 2, embora não especifique os fatores responsáveis pela perda das espécies típicas de savana, demonstra que plantações florestais de pinus abandonadas e sem fogo por décadas, perdem o estrato herbáceo típico de savana. Além disso, demonstra que a simples retirada do pinus não possibilita a recuperação da comunidade herbácea naturalmente. As espécies herbáceas se mostraram mais sensíveis às plantações florestais que as lenhosas típicas de savana, já que foi constatado que os indivíduos lenhosos podem se regenerar sob plantações de pinus, mas que a retirada do pinus é necessária para aumentar a riqueza e melhorar indicadores estruturais das espécies típicas de savana, como já constatado por outro estudo no Brasil, no qual um desbaste foi suficiente para o desenvolvimento do estrato lenhoso savânico sob a plantação de pinus (DURIGAN, SILVEIRA, MELO, 2013).

Os resultados também nos mostram que, caso não haja o manejo do fogo, importante para o controle da densidade dos indivíduos lenhosos, aos poucos, a estrutura e riqueza das áreas de savanas em restauração caminharão para a formação de fisionomias florestais, fato já constatado em savanas primárias brasileiras excluídas do fogo (ABREU et al., 2017; PINHEIRO, DURIGAN, 2009, 2012, ROITMAN; FELFILI; REZENDE, 2008), em áreas de pastagem previamente ocupadas por savana (CAVA et al., 2018) e agora para plantações florestais abandonadas destinadas à restauração de savanas. Foi demonstrado também que a técnica de plantio de árvores, além de demandar alto custo, não é necessária para a restauração dos indivíduos arbóreos das savanas e que os recursos voltados para tais plantios devem ser canalizados para a recuperação da estrutura aberta da comunidade nativa, para o controle de gramíneas exóticas invasoras e para técnicas de reintrodução do estrato herbáceo típico, visto a maior suscetibilidade deste estrato às plantações florestais e a possível invasão dessas áreas por gramíneas exóticas, altamente competitivas e de difícil erradicação.

Além do controle de densidade dos indivíduos lenhosos (ABREU et al., 2017, BOND; KEELEY, VELDMAN et al., 2014), o fogo é importante para o desenvolvimento e manutenção do estrato herbáceo (DURIGAN, RATTER, 2016, VELDMAN et al., 2015b). O manejo do fogo para a restauração de savanas é uma prática comum em outras regiões do mundo como Estados Unidos (WALKER; SILLETTI 2006; STRAHAN et al., 2015), África (VAN WILGEN; GOVENDER; BIGGS, 2007, ZALOUMIS et al., 2017) e Austrália (SCOTT et al. 2010). Entretanto, no Brasil, o uso do fogo só é permitido em algumas Unidades de Conservação (DURIGAN, RATTER, 2016), embora sejam crescentes estudos que comprovam a importância do fogo para a conservação e restauração das savanas brasileiras (de ANDRADE; MIRANDA 2014, OLIVERAS et al., 2013, PILON et al., 2018, SCHMIDT et al., 2018). Nossos resultados do capítulo 3 reforçam o apelo ao uso do fogo para a restauração das fisionomias abertas do Cerrado.

Diante do exposto, indicamos que plantações florestais têm limitações como redutos de biodiversidade, principalmente se nos preocuparmos com o estrato herbáceo savânico, que não é encontrado sob plantios, mesmo quando estes são abandonados. Além disso, caso o objetivo seja a restauração de uma savana, uma vez retiradas as árvores plantadas de pinus, sugerimos que seja realizado monitoramento para que o adensamento das espécies lenhosas não aconteça e que, eventualmente, desbastes e/ou podas sejam realizados para evitar formação de florestas. Ademais, nossos resultados sugerem que mesmo com a atenção a estas práticas, o estrato herbáceo típico das savanas do Cerrado tende a não se autorrecuperar, o que reforça a importância do manejo do fogo e de mais estudos voltados ao desenvolvimento e

aprimoramento de técnicas para a reintrodução do estrato herbáceo nativo do Cerrado. Este é ainda um dos maiores desafios a serem superados por aqueles que de fato almejam a restauração das fitofisionomias abertas do Cerrado.

Por fim, nossos resultados também alertam para os indicadores ecológicos e os valores que atestam a restauração propostos pelo protocolo de monitoramento da restauração ecológica no Estado de São Paulo (Resolução SMA N° 32/2014 do Estado de São Paulo; Portaria CBRN 01/2015). Segundo a Resolução SMA N° 32/2014 do Estado de São Paulo, um projeto de restauração pode ser considerado concluído quando a densidade e riqueza da regeneração natural (indivíduos lenhosos com altura ≥ 50 cm e circunferência a altura do peito < 15 cm), atingem valores acima de 2000 (ind.ha⁻¹) e de 25 (espécies), respectivamente. É obrigatório também que a cobertura do solo por espécies nativas (considerando todas as formas de vida) apresente valor acima de 80%. As três práticas de restauração alcançaram os valores de referência de densidade e riqueza de espécies lenhosas de regenerantes nativos propostos pelo protocolo. Além disso, o corte seguido de abandono (restauração passiva) apresentou mais de 80% de cobertura do solo com vegetação nativa. Em outras palavras, os três indicadores ecológicos utilizados para julgar se uma área está na trajetória ecológica adequada e é considerada capaz de autossustentar-se foram atingidos pela restauração passiva avaliada no capítulo 2, mesmo sem esta conter espécies herbáceas nativas. Assim, sugerimos que o protocolo de São Paulo e outros que estão por vir, quando aplicados ao monitoramento de fitofisionomias não florestais do Cerrado, estabeleçam também valores mínimos a serem atingidos de cobertura do solo por indivíduos herbáceos nativos. Sabemos que esta medida não é simples de ser definida e de que ainda são necessários mais estudos sobre práticas de restaurações efetivas da comunidade herbácea nativa e que sejam aplicáveis em larga escala. Sendo assim, o estudo chama a atenção para a necessidade de tais iniciativas, para evitar que áreas previamente ocupadas por savanas sejam consideradas restauradas, mesmo sem considerar o estrato herbáceo, e também para que áreas abertas de Cerrado destinadas à restauração não sejam propositadamente recobertas por árvores para que se atinjam os indicadores ecológicos que hoje são usados para se atestar a restauração.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R. C. R. et al. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, v. 3, n. 8, p. e1701284, 2017.
- BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 7, p. 387–394, 2005.
- BREWER, J. S. et al. Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. **Biological Invasions**, p. 1–14, 2018.
- CAVA, M. G. B. et al. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1164–1172, 2018.
- CUEVAS, Y. A.; ZALBA, S. M. Recovery of Native Grasslands after Removing Invasive Pines. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 5, p. 711–719, 2010.
- DURIGAN, G. et al. **Manual para recuperação da vegetação de cerrado**. 3 ed ed. São Paulo: SMA, 2011.
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, p. 11–15, 2016.
- DURIGAN, G.; SILVEIRA, É. R. DA; MELO, A. C. G. DE. Retirada gradual de árvores exóticas plantadas para facilitar a regeneração da vegetação nativa do Cerrado. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (Eds.). **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p. 27–30.
- HARRINGTON, T. B. Overstory and understory relationships in longleaf pine plantations 14 years after thinning and woody control. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 41, n. 12, p. 2301–2314, 2011.
- OLIVERAS, I. et al. Effects of fire regimes on herbaceous biomass and nutrient dynamics in the Brazilian savanna. **International Journal of Wildland Fire**, v. 22, n. 3, p. 368–380, 2013.
- PILON, N. A. L. et al. Quantifying the short-term flowering after fire in some plant communities of a cerrado grassland. **Plant Ecology and Diversity**, v. 11, n. 3, 2018.
- PINHEIRO, E. D. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 3, p. 441–454, 2009.

- PINHEIRO, E. DA S.; DURIGAN, G. Diferenças forísticas e estruturais entre fitofisionomias do Cerrado em Assis, SP, Brasil. **Revista Árvore, Viçosa-MG**, v. 36, n. 1, p. 181–193, 2012.
- ROITMAN, I.; FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V. Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991 – 2004) in Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, v. 197, p. 255–267, 2008.
- SÃO PAULO, **Secretaria do Meio Ambiente**. Resolução SMA N° 32/2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. Disponível em <<http://www2.ambiente.sp.gov.br/legislacao/resolucoes-sma/resolucao-sma-32-2014/>> Acesso em: 15 de jul. 2018.
- SÃO PAULO, **Secretaria do Meio Ambiente**. Portaria CBRN 01/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. Disponível em <<https://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/portaria/portaria-cbrn-012015/>>. Acesso em: 10 de mar. 2018.
- SCHMIDT, I. B. et al. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 5, p. 2094–2101, 2018.
- STRAHAN, R. T. et al. Increasing weight of evidence that thinning and burning treatments help restore understory plant communities in ponderosa pine forests. **Forest Ecology and Management**, v. 353, p. 208–220, 2015.
- VAN WILGEN, B. W.; GOVENDER, N.; BIGGS, H. C. The contribution of fire research to fire management: a critical review of a long-term experiment in the Kruger National Park, South Africa. **International Journal of Wildland Fire**, v. 16, n. 5, p. 519, 2007.
- VELDMAN, J. W. et al. Fire frequency, agricultural history and the multivariate control of pine savanna understorey plant diversity. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 6, p. 1438–1449, 2014.
- VELDMAN, J. W. et al. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 3, p. 154–162, 2015b.
- VELDMAN, J. W. et al. Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. **BioScience**, v. 65, n. 10, p. 1011–1018, 2015a.
- WALKER, J. L.; SILLETTI, A. M. Restoring the Ground Layer of Longleaf Pine Ecosystems. In: JOSE, S.; JOKELA, E. J.; MILLER, D. L. (Eds.). . **The longleaf pine ecosystem: ecology, silviculture, and restoration**. New York, US: Springer New York, 2006. p. 297–325.

WILCKE, W.; LILIENFEIN, J. Biogeochemical consequences of the transformation of native Cerrado into. v. 238, n. 2, p. 175–189, 2002.

ZAHAWI, R. A. et al. Seed limitation of woody plants in Neotropical savannas. **Forest Ecology and Management**, v. 22, n. 3, p. 45–51, 2014.

ZALOUMIS, N. P.; BOND, W. J. Grassland restoration after afforestation: No direction home? **Austral Ecology**, v. 36, n. 4, p. 357–366, 2011.

ZALOUMIS, N. P.; BOND, W. J.; BOND, W. J. Reforestation or conservation ? The attributes of old growth grasslands in South Africa. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, 2016.