



Ciência Florestal

ISSN: 0103-9954

cienciaflorestal@ufsm.br

Universidade Federal de Santa Maria
Brasil

de Oliveira Fragoso, Rosimeri; Carpanezi, Antonio Aparecido; Soares Koehler, Henrique;
Zuffellato-Ribas, Katia Christina

BARREIRAS AO ESTABELECIMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS DE
PASTAGENS ABANDONADAS

Ciência Florestal, vol. 27, núm. 4, outubro-diciembre, 2017, pp. 1451-1464

Universidade Federal de Santa Maria

Santa Maria, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53453782030>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal

Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

BARREIRAS AO ESTABELECIMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS DE PASTAGENS ABANDONADAS

BARRIERS TO ESTABLISHMENT OF NATURAL REGENERATION IN ABANDONED PASTURES

Rosimeri de Oliveira Fragoso¹ Antonio Aparecido Carpanezzi² Henrique Soares Koehler³
Katia Christina Zuffellato-Ribas⁴

RESUMO

A pressão exercida sobre as florestas tropicais devido à fragmentação de paisagens naturais tem causado alterações no padrão de substituição das espécies presentes na comunidade vegetal. No caso de pastagens abandonadas, verifica-se uma maior vulnerabilidade do ambiente à colonização por gramíneas exóticas invasoras, as quais representam uma barreira ao estabelecimento de plantas nativas, desde a dispersão e germinação das sementes, até estádios mais avançados do seu desenvolvimento. Em vista disso, propôs-se discorrer sobre alguns dos processos da regeneração natural em áreas de pastagens, abordando aspectos que impedem o recrutamento de espécies lenhosas desejáveis e, nesse contexto, a exposição de algumas metodologias embasadas no conceito de nucleação que podem auxiliar nesse processo. Por meio da compreensão dos mecanismos envolvidos na manutenção das comunidades vegetais, verifica-se que a germinação de sementes e o recrutamento de plântulas são passos cruciais do processo de restabelecimento da vegetação. Como apenas uma estreita faixa de condições é adequada (*safe sites*) ao recrutamento, o sucesso da regeneração está relacionado à capacidade do ambiente em proporcionar um leito adequado para germinação de sementes (*seedbed*). A utilização de metodologias que visem à regeneração natural, para serem eficazes em áreas de pastagens, devem ser bem estabelecidas tecnicamente e adequadas à realidade local, pois, embora apresentem resultados iniciais promissores, podem deixar de ser efetivas com o passar do tempo.

Palavras-chave: gramíneas inibidoras; nucleação; sítio seguro; cama de sementes.

ABSTRACT

The pressure on rainforests due to fragmentation of natural landscapes has caused changes in the substitution pattern of the species present in the plant community. In the case of abandoned pastures, there is an increased environmental vulnerability to colonization by invasive exotic grasses, which represent a barrier to the establishment of native plants, since the dispersion and seed germination until the later stages of their development. We proposed to discuss some of the processes of natural regeneration in pastures, addressing issues that hinder the recruitment of desirable woody species and, in this context, the exposure of some methodologies based on the concept of nucleation that can help this process. Through understanding of the mechanisms involved in the maintenance of plant communities, we observed that the seed germination and seedling recruitments are crucial steps in the process of vegetation restoration. Because only a narrow range

1 Bióloga, Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal, Departamento de Fitotecnia e Fitossanitarismo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Rua dos Funcionários, 1540, Juvevê, CEP 80035-050, Curitiba (PR), Brasil. meri_ol@yahoo.com.br

2 Engenheiro Florestal, Dr., Pesquisador da Embrapa Florestas, Setor de Ecologia, Estrada da Ribeira, Km 111, Jardim Cristina, Caixa Postal 319, CEP 83411-000, Colombo (PR), Brasil. antonio.carpanezzi@embrapa.br

3 Engenheiro Florestal, Dr., Professor do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal, Departamento de Fitotecnia e Fitossanitarismo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Rua dos Funcionários, 1540, Juvevê, CEP 80035-050, Curitiba (PR), Brasil. koehler@ufpr.br

4 Bióloga, Dr^a, Professora do Departamento de Botânica, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19031, CEP 81531-970, Curitiba (PR), Brasil. kazu@ufpr.br

Recebido para publicação em 30/09/2015 e aceito em 13/04/2016

of conditions is suitable (*safe sites*) for the recruitment, successful regeneration depends on the environment ability to provide an appropriate bed for germination (*seedbed*). The use of methodologies that aimed the natural regeneration, to be effective in pasture areas, should be technically well established and adequate to the local reality, because although they have promising initial results, may no longer be effective over time. **Keywords:** inhibitory grasses; nucleation; safe sites; seedbed.

INTRODUÇÃO

A pressão exercida sobre as florestas brasileiras, sobretudo devido à constante ampliação das fronteiras agrícolas e urbanas, tem causado modificações no padrão de substituição das espécies, levando a uma deriva florística/funcional (PÜTZ et al., 2011; SANTO-SILVA et al., 2013). A conversão dos ecossistemas florestais em pastagens tem sido destacada como um importante fator de degradação, impedindo a retomada da vegetação natural, com efeitos desde a germinação das sementes até estádios avançados do seu desenvolvimento (BOCCHESI et al., 2008). Estudos sobre as alterações que ocorrem em pastagens apontam fatores como competição por recursos e espaço, ausência de fauna dispersora, predação, condições inadequadas de microclima e solo empobrecido, como as principais barreiras limitantes à dispersão e colonização de novas espécies (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000; CORDEIRO; HOWE, 2003; BENÍTEZ-MALVIDO; LEMUS-ALBOR, 2005). Isso decorre do efeito inibidor que gramíneas de pastagens exercem sobre outras plantas, atuando como um tipo de filtro demográfico, no qual espécies menos tolerantes apresentam altas taxas de mortalidade (BOCCHESI et al., 2008; COSTA; MITJA; LEAL FILHO, 2013). O efeito de inibição é característico de plantas colonizadoras com alto poder de reprodução e dispersão, capazes de modificar o ambiente, contribuindo para o direcionamento da sucessão (CONNELL; SLATYER, 1977). Ademais, a capacidade de resiliência do ecossistema está diretamente relacionada ao período prolongado e uso intensivo da pastagem (COSTA; MITJA; LEAL FILHO, 2013). Assim como a restauração por meio do plantio de mudas necessita de condições locais adequadas durante e após o plantio, a regeneração natural depende não apenas da disponibilidade de sementes, mas de condições ambientais favoráveis para produção, dispersão, germinação e estabelecimento das plântulas (LEADEM et al., 1997). Poucas pesquisas tratam, no entanto, da importância do preparo da chamada “cama de sementes” (*seedbed*).

Em vista disso, propôs-se discorrer sobre alguns dos processos da regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. Como as circunstâncias que permitem determinadas espécies persistirem no ambiente são mais críticas durante seus estádios iniciais de desenvolvimento (GRUBB, 1977), procurou-se abordar desde as barreiras que impedem a dispersão de sementes até seu efetivo estabelecimento na comunidade. E, nesse contexto, discorreu-se sobre algumas metodologias (poleiro artificial, galharia e transposição do banco de sementes), em desenvolvimento no Brasil, embasadas no conceito de nucleação (REIS et al., 2014).

REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS ABANDONADAS

De modo simplificado, a regeneração natural compreende o recrutamento de plântulas que ocorre durante a sucessão natural. Por meio desse processo, as espécies são sucessivamente substituídas por outras ao longo do tempo, até o restabelecimento de uma comunidade mais estável (PERRY, 1994; MARANGON et al., 2008). Em condições ambientais favoráveis, a sucessão é desencadeada pela germinação de sementes dormentes no solo, por sementes recém-dispersas até o local e pela rebrota de tecidos vegetais como cepas e raízes gemíferas. A contribuição de cada um desses mecanismos é variável e influenciada pelo tipo de vegetação remanescente ou de fragmentos próximos e pela natureza da perturbação (ARAÚJO; ALMEIDA; GUERRA, 2012).

Em áreas perturbadas que tiveram perda de apenas parte da biomassa, cujas fontes de regeneração ainda são encontradas, a recuperação é mais facilitada do que em áreas degradadas, ou seja, áreas que perderam toda sua biomassa (SAMPAIO, 2006). Paisagens em que o tipo de vegetação predominante caracteriza-se por extensas áreas de pastagens, a chuva de sementes contribui pouco para a sucessão florestal (MYERS; HARMS, 2009). Nessa condição, o banco de sementes do solo e a rebrota de cepas e raízes gemíferas passam a ser os principais mecanismos de regeneração (VIEIRA; PESSOA, 2001).

Contudo, em solos muito degradados, empobrecidos e compactados pela presença da pastagem e pisoteio bovino, esses mecanismos de regeneração também podem ser comprometidos e a resiliência perdida (DIAS-FILHO, 2006).

As gramíneas de pastagens são apontadas, em muitos trabalhos, como a principal vegetação inibidora da regeneração natural (BOCCHESE et al., 2008; COSTA; MITJA; LEAL FILHO, 2013). O conceito de plantas inibidoras faz parte de um conjunto de mecanismos que atuam sobre as comunidades vegetais, contribuindo para o direcionamento da sucessão natural. Segundo o modelo sucessional de Connell e Slatyer (1977), existem três modelos principais de desenvolvimento sucessional: facilitação, inibição e tolerância, que descrevem o efeito de uma espécie na probabilidade de assentamento de outra, podendo esse efeito ser positivo, negativo ou neutro. A sucessão resultará em parte das mudanças no ambiente causadas pelos colonizadores dominantes das fases iniciais. A inibição pode ocorrer tanto pela competição efetiva pelos recursos disponíveis, como por interferência direta por meio de químicos nocivos, como a alelopatia (BARBOSA; PIVELLO; MEIRELLES, 2008). Tais características são compatíveis, por exemplo, com as espécies do gênero *Urochloa*, largamente usadas em pastagens brasileiras, as quais são excelentes competidoras com alto poder de resistência (DIAS-FILHO, 2006).

BARREIRAS À REGENERAÇÃO NATURAL

Barreiras à dispersão de sementes

A dispersão de sementes refere-se ao transporte de diásporos vegetais para além da planta-matriz por meio de mecanismos da própria planta, ou por agentes disseminadores externos. Pode variar de pequenas a grandes distâncias, dependendo da síndrome de dispersão associada, e representa a ligação da última fase reprodutiva da planta com a primeira fase no recrutamento da população (MARTINS, 2009). Tendo em vista que o recrutamento de plântulas é fortemente dependente da disponibilidade de sementes (HARMS et al., 2000), sua dispersão é um fator essencial para a colonização de *habitat* e manutenção da biodiversidade (LEVINE; MURRELL, 2003).

A limitação da chuva de sementes pode ocorrer basicamente devido à redução da densidade de matrizes, alterações sobre a sazonalidade de frutificação das espécies e ausência de fauna dispersora (MURRAY, 1988; WILBY; SHACHAK, 2000). Em áreas abertas, como extensas pastagens, poucas espécies arbóreas nativas são encontradas e a menor disponibilidade de sementes é atribuída à baixa densidade da população de árvores (REIS; BECHARA; TRES, 2010). Dentre os mecanismos de dispersão, plantas que apresentam elementos atrativos para animais frugívoros, como aves e mamíferos, correspondem a cerca de 90% das espécies lenhosas tropicais e subtropicais (CORDEIRO; HOWE, 2003). Todavia, mesmo para pastagens próximas a remanescentes florestais, observa-se em vários estudos uma queda significativa do número de sementes dispersas por animais para distâncias a partir de 5-40 m da borda (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000; CUBIÑA; AIDE, 2001; HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005; GÜNTER et al., 2007). A limitação causada pela ausência de vegetação adequada para o deslocamento da fauna faz com que animais frugívoros apresentem o comportamento de evitar áreas de pastagens (WILLSON; IRVINE; WALSH, 1989). Além disso, a dispersão de plantas menos generalistas, em relação à associação com animais frugívoros é comprometida devido à extinção seletiva de fauna dispersora que ocorre nos fragmentos florestais adjacentes às pastagens (COSSON; PONS; MASSON, 1999; GIMENES; ANJOS, 2003). Dentre as espécies vegetais mais afetadas estão aquelas com sementes maiores que 15 mm, embora plantas com sementes menores também sejam prejudicadas, com reduções na dispersão que podem chegar a 98% (PIZO, 1997; LOISELLE et al., 2002). Com isso, há um *deficit* elevado sobre a dispersão de espécies zoocóricas, alterando o padrão de dispersão das sementes, com consequências perceptíveis à demografia das plantas (MORAN; CATTERALL; KANOWSKI, 2009). Como resultado, há nesses locais o predomínio de espécies com dispersão abiótica em detrimento de espécies zoocóricas (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999). A dispersão pelo vento, embora seja menos afetada em pastagens em comparação à dispersão por animais, também declina em relação à distância da borda de fragmentos florestais, podendo chegar à metade da quantidade de sementes dispersas no interior de um fragmento (HOLL, 1999; HOLL et al., 2000). Ainda que algumas espécies consigam alcançar maiores

distâncias, a dispersão tende a ser pouco efetiva em encontrar sítios adequados para a germinação das sementes, que rapidamente perdem sua viabilidade (HOLL, 1998). Além da quantidade de sementes, a diversidade de espécies dispersas pelo vento é fortemente afetada, pois grande parte das sementes encontradas corresponde a plantas já presentes na pastagem (HOLL, 1999). Nessas áreas, o início da sucessão secundária é marcado pelo estabelecimento de espécies ruderais, como gramíneas de ampla ocorrência, remanescentes no banco de sementes, ou que apresentam acentuada propagação vegetativa e por isso são capazes de recobrir a área rapidamente quando a pressão do pastoreio é reduzida (VIEIRA; PESSOA, 2001).

Distúrbios sobre comunidades vegetais podem atuar tanto como filtros ecológicos de forma direta, como reguladores de comunidades, eliminando espécies menos resistentes, ou promovendo de forma indireta a intensificação de outros filtros ecológicos devido às alterações provocadas no ambiente (MYERS; HARMS, 2009). Ambientes perturbados constituem uma real limitação à dispersão de sementes e a chegada de propágulos alóctones é um dos principais fatores limitantes para a recuperação florestal em pastagens abandonadas (HOLL, 1999).

Barreiras à deposição de sementes ao solo e germinação do banco de sementes

O banco de sementes é definido como o estoque de sementes viáveis presentes no solo que se acumulam ao longo do tempo, por meio de um sistema dinâmico de entradas e saídas, que varia em função das espécies, caracterizando bancos transitórios e persistentes (THOMPSON; GRIME, 1979). As entradas nesse sistema são da chuva de sementes e mecanismos de revolvimento do solo, que trazem para as camadas superiores sementes dormentes; germinação, morte fisiológica e transferência para camadas profundas do solo são as principais vias de saída (MARTINS; ENGEL, 2007). Outras situações que podem levar à redução do banco de sementes incluem perda rápida da viabilidade, predação e patógenos, além das condições ambientais como topografia (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000).

Embora a composição do banco de sementes possa variar muito de um lugar para outro, há predomínio de espécies pioneiras, cujas sementes apresentam dormência, formando banco persistente (LEAL FILHO; SENA; SANTOS, 2013). Na Mata Atlântica, estas são representadas por espécies arbóreas, como *Cecropia* spp. e *Mimosa scabrella* Benth. (Região Sul) e arbustivas e herbáceas como *Baccharis* spp. e *Sida* spp., as quais podem permanecer dormentes nos solos por anos até que se estabeleçam condições adequadas para sua germinação (RONDON NETO et al., 2000; SOUZA et al., 2006; BRAGA et al., 2008; CALDATO et al., 2009). Sementes de plantas exóticas invasoras, como algumas espécies do gênero *Urochloa*, podem também permanecer dormentes e viáveis no solo por décadas, com taxa de germinação bastante irregular. Tal característica dificulta o seu controle químico, pois, diferentemente de outras gramíneas, sua germinação ocorre durante muitos meses a cada ano, e até mesmo em profundidades consideráveis (MILES; VALLE, 1998).

As sementes que compõem o banco transitório, por outro lado, são aquelas cuja germinação ocorre no período de um ano ou menos após a dispersão e são representadas por espécies tardias na sucessão (CARVALHO; SILVA; DAVIDE, 2006). Essas espécies necessitam que a cama de sementes na qual se encontram, apresentem, dentro desse período, condições favoráveis para sua germinação, ou de outro modo, não farão parte da comunidade que está se formando. Tal observação parte do princípio de que há na natureza um grande número de micro-habitats que promovem diferentes condições de superfície do solo, para a germinação de espécies com variadas exigências ambientais (HARPER; WILLIAMS; SAGAR, 1965).

Em pastagens, porém, vários fatores são limitantes à germinação de sementes. O sombreamento na superfície do solo, devido à densa biomassa de gramíneas em geral, é um fator importante que influencia a diversidade encontrada na pastagem (FOSTER; GROSS, 1998). A redução da quantidade de luz incidente sobre o solo impede a ativação dos balanços hormonais responsáveis pela germinação em sementes fotoblásticas positivas, reduzindo significativamente a regeneração de plantas nativas (STANDISH; ROBERTSON; WILLIAMS, 2001; REINHART et al., 2006).

Da mesma forma, em pastagens com maior tempo de uso, há um aumento da densidade do solo em decorrência da compactação causada por práticas de manejo inadequadas, tais como o uso intensivo de máquinas pesadas, superpastejo e aplicação sistemática de herbicidas, causando selamento e encrostamento

(HOLL, 1999; LANZANOVA, 2007). Tais práticas, além de reduzirem a quantidade de sementes viáveis no banco, promovem condições insustentáveis para a germinação das sementes, como esgotamento da fertilidade do solo (DIAS-FILHO, 2006). Mesmo ligeiros aumentos sobre a densidade do solo podem afetar processos como o desenvolvimento radicular, trocas gasosas, incorporação das sementes e até a germinação (SUN; DICKINSON, 1996). A densidade apresenta relação inversa com a porosidade, sendo que quanto maior a densidade do solo, menor a porosidade total. Com isso, há um aumento da quantidade de microporos em detrimento da quantidade de macroporos com redução da condutividade hidráulica, aeração e taxa de infiltração de água (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007). Uma menor aeração implica em menor aporte de oxigênio disponível, o que em solos úmidos pode comprometer o suprimento necessário de oxigênio para o grande aumento na atividade respiratória exigida no processo de germinação, crescimento e desenvolvimento da plântula (LEADEM et al., 1997).

O estresse hídrico também tem sido apontado como fator limitante ao recrutamento de plântulas em pastagens de algumas regiões (NEPSTAD et al., 1996). Em locais com longos períodos de estiagem, verifica-se uma queda significativa dos teores de umidade do solo em pastagens, em comparação aos teores encontrados em florestas (HOLL, 1999). Nessas situações, à medida que o *deficit* hídrico avança, as camadas superiores do solo em geral são as primeiras a secar, impedindo o processo de embebição das sementes e, por sua vez, a sequência de atividades metabólicas que resultariam na germinação (TAIZ; ZEIGER, 2009). Por outro lado, plantas de regiões com estação seca mais curta não chegam a experimentar períodos de estresse hídrico, devido à biomassa das gramíneas auxiliar na retenção de umidade do solo (HOLL, 1999). Entretanto, como as temperaturas mantêm-se altas, sem ser considerado o teor de umidade do solo, o embrião em crescimento ativo raramente sobrevive a temperaturas acima de 45 °C (NEPSTAD et al., 1996; TAIZ; ZEIGER, 2009).

Independentemente do tipo de perturbação, pequenas modificações no ambiente podem desencadear uma série de eventos indiretos que amplificam os efeitos da perturbação inicial. Assim, alterações da paisagem, como no caso de invasão por espécies inibidoras, podem atuar sobre processos ecológicos importantes, regulados por populações microbianas, os quais incluem decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e características físico-químicas do solo (WARDLE et al., 2004). Os microrganismos são bastante sensíveis às mudanças do uso e manejo da área e a quantidade e qualidade da matéria orgânica em decomposição irão refletir diretamente sobre a disponibilidade de nutrientes para as plantas e diversidade microbiana do ambiente (ZILLI et al., 2003). Da mesma forma, o aumento de populações de patógenos pode ocorrer em função do acúmulo de biomassa sobre o solo, tornando o ambiente favorável à proliferação de microrganismos infecciosos. Este efeito, por sua vez, está provavelmente mais relacionado às mudanças ambientais promovidas pela pastagem do que ao aumento da disponibilidade de alimentos (FACELLI; PICKETT, 1991; FOSTER; GROSS, 1998). Assim, conforme a comunidade vegetal sofre mudanças advindas de distúrbios ambientais, o mesmo ocorre com muitas interações ecológicas acima e abaixo da superfície do solo.

Barreiras ao estabelecimento das espécies

O estabelecimento de plantas nativas em pastagens abandonadas é limitado em todas as fases do início da sucessão. Mesmo após a dispersão de uma determinada espécie ter ocorrido, seguida de sua germinação, um grande número de fatores inter-relacionados pode ainda limitar seu crescimento e sobrevivência. O estabelecimento de uma planta na comunidade corresponde ao momento a partir do qual esta adquire maior potencial ou habilidade para resistir às condições ambientais desfavoráveis ao seu desenvolvimento. O momento do estabelecimento varia não apenas com a natureza da perturbação, mas também em função de outros fatores como clima, tipo de solo e vegetação existente (HOLL, 1999). A fase de estabelecimento constitui o ponto frágil de muitos plantios para recuperação de ecossistemas degradados em pastagens, pois a presença de gramíneas prejudica o desenvolvimento das árvores plantadas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Assim como na germinação, fatores como umidade, temperatura e luminosidade podem ser limitantes ao desenvolvimento das plântulas que crescem em meio à pastagem. Plântulas que romperam barreiras à dispersão e germinação podem ainda não resistir a períodos prolongados de estiagem ou temperaturas

elevadas (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000; LARCHER, 2006). Quando o *deficit* hídrico apresenta evolução suficientemente lenta para permitir mudanças no processo de desenvolvimento da planta, o estresse hídrico pode levar à redução da expansão foliar e limitar a fotossíntese. Assim, o sistema radicular ainda pouco desenvolvido não é capaz de buscar água em camadas mais profundas do solo e o estresse hídrico por período prolongado, associado a temperaturas elevadas, pode promover a desidratação rápida das plântulas. Da mesma forma, se as condições ambientais reduzirem a evapotranspiração nas folhas, devido à baixa disponibilidade de água ou à alta umidade relativa do ar, as temperaturas nos tecidos podem elevar-se a níveis letais para a planta (TAIZ; ZEIGER, 2009).

A luz, outrora necessária à germinação de sementes fotoblásticas positivas, é da mesma forma importante para o crescimento da vegetação. Sementes grandes geralmente possuem reservas suficientes que sustentam períodos prolongados de crescimento na ausência de luz; por outro lado, sementes pequenas necessitam de luz para germinar, pois a luz ajuda a garantir que suas plântulas se tornem fotossinteticamente autossuficientes antes da exaustão de suas reservas (TAIZ; ZEIGER, 2009; RICKLEFS, 2009).

Os baixos níveis de nutrientes do solo, bem como aspectos físicos, como compactação, erosão e baixos níveis de matéria orgânica, podem limitar ainda mais o estabelecimento de espécies arbóreas. A perda de nutrientes do solo devido a sua exploração sem uma reposição adequada, como frequentemente ocorre em pastagens degradadas, leva a uma redução dos níveis de cátions em comparação a florestas primárias e secundárias (AIDE; CAVELIER, 1994; ARAUJO; ALMEIDA; GUERRA, 2012).

Apesar dos fatores descritos anteriormente limitarem o recrutamento de plântulas, a competição por recursos com gramíneas de pastagens ocupa uma posição central na retomada da regeneração natural (HOLL et al., 2000). Plantas inibidoras, como muitas espécies exóticas, possuem uma série de atributos que as tornam bem sucedidas no seu crescimento, reprodução, dispersão e adaptação, permitindo que colonizem determinados ambientes em detrimento das espécies nativas (GRANT; PASCHKE, 2012). Dentre as gramíneas de pastagens brasileiras reconhecidamente inibidoras da regeneração florestal estão espécies do gênero *Urochloa* (CHEUNG; MARQUES; LIEBSCH, 2009; POZZOBON et al., 2010; SOUZA et al., 2012) e outras como *Melinis minutiflora* P. Beauv. (MARTINS; LEITE; HARIDASAN, 2004), *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (FRAGOSO et al., 2014) e *Cenchrus purpureus* (Schumach.) Morrone (TOMAZI; ZIMMERMANN; LAPS, 2010). Os efeitos de *Urochloa* decorrem de características como elevada eficiência fotossintética devido ao seu metabolismo C₄, alto vigor competitivo, adaptando-se bem nas mais variadas condições de solo e, em algumas espécies, atividade alelopática, inibidora da germinação de sementes e desenvolvimento de plantas (BARBOSA et al., 2008). Possuem dispersão eficaz de sementes com alto índice de germinação e elevada propagação vegetativa, que lhes permite o rápido recobrimento da superfície do solo (SEIFFERT, 1984; MILES; VALLE, 1998; SOUZA FILHO; PEREIRA; BAYMA, 2005).

Possivelmente, o principal efeito inibidor de *Urochloa* ocorra em função de sua grande produção de biomassa, que atua tanto como barreira física ao crescimento de outras espécies, como fisiológica por impedir a chegada de luz ao solo (FOSTER; GROSS, 1998; HOLL et al., 2000). A biomassa de gramíneas é elevada logo após o abandono da pastagem, o que deve refletir o aumento do crescimento da parte aérea quando a pressão de pastoreio é eliminada, podendo chegar a alturas de 1,5 m ou mais (CHEUNG; MARQUES; LIEBSCH, 2009; WEIDLICH, 2011). Pastagens abandonadas há mais tempo podem exibir perfis de biomassa morta bastante elevados em altura, gerando níveis de sombreamento de até 99% sobre a superfície do solo (HUGHES; VITOUSEK, 1993). A relação entre a biomassa de gramíneas e a riqueza e densidade de espécies lenhosas têm se mostrado negativas em muitos estudos, podendo essa relação manter-se por muitos anos após o abandono da pastagem (AIDE et al., 1995; CHEUNG; MARQUES; LIEBSCH, 2009).

Esse conjunto de atributos, também chamado de capacidade competitiva, intrínsecos às espécies inibidoras tem sido apontado como a principal razão de alguns organismos ou populações serem capazes de deslocar outras no ambiente, garantindo maior captação dos recursos disponíveis (CABIN et al., 2002). Da mesma forma, há muito a presença dessas gramíneas em plantios comerciais de *Eucalyptus* e *Pinus* causa problemas devido à sua elevada agressividade e difícil controle, implicando em custos econômicos vultosos (TOLEDO et al., 1996; TOLEDO, 2002). A situação é agravada nas plantações para restauração, nas quais os tratos culturais são rudimentares ou inexistentes (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2003; 2006)

e nas pastagens apenas protegidas, nas quais resulta que a regeneração natural não consegue instalar-se (ZILLER; CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2010).

Em revisão dos processos pelos quais plantas exóticas são capazes de modificar algumas condições ambientais, a ideia de que um organismo pode se sobressair aos demais não deve ser vista, contudo, como um atributo apenas da espécie, mas sim como resultado da sua interação com as condições ambientais. Assim, a recuperação desses ecossistemas deve ser baseada nos sistemas de interações e impactos, visando à construção dos cenários competitivos como um todo (GRANT; PASCHKE, 2012).

Aspectos práticos de pesquisas na área de nucleação

A restauração de ecossistemas florestais deve culminar com o estabelecimento de espécies lenhosas desejáveis. Para tanto, há a necessidade de se estabelecer condições adequadas (*safe sites*) no leito de sementes (*seedbed*) para que a germinação e o desenvolvimento das plantas ocorram (HARPER; WILLIAMS; SAGAR, 1965). No âmbito florestal, somente uma estreita faixa de condições é adequada para o recrutamento de plântulas (LEADEM et al., 1997). Na restauração florestal em pastagens abandonadas, o *seedbed* desfavorável criado pela presença de gramíneas influencia negativamente as mudas plantadas ou a regeneração natural (CARPANEZZI, 2005) de modo a caracterizar as gramíneas como uma vegetação inibidora da sucessão (*sensu* CONNELL; SLATYER, 1977).

A agricultura tradicionalmente empenha-se por leito de sementes favorável, usando práticas consagradas como preparo do solo e controle de plantas competidoras. No Brasil, isso é também observado na silvicultura comercial, na qual a presença de gramíneas é reconhecida como, talvez, o principal entrave ao cultivo (TOLEDO et al., 2000; TAROUÇO et al., 2009). A silvicultura temperada clássica sempre reconheceu a importância de preparar a cama das sementes para obter regeneração natural desejável (HUCHON, 1956).

Na silvicultura de restauração brasileira, os esforços são executados por meio do plantio de talhões mistos de espécies arbóreas e proteção física da área sem trabalhos adicionais (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009). Em muitos plantios, o preparo de solo e manutenção das mudas é inadequado (BAGGIO et al., 2013). Entretanto, a recuperação efetiva em pastagens exige medidas adicionais de controle das gramíneas agressivas. Visando contornar os custos e a complexidade operacional envolvida nesses sistemas, métodos embasados em princípios da nucleação (YARRANTON; MORRISON, 1974) têm sido considerados uma alternativa de restauração, despertando interesse crescente. Alguns deles são examinados a seguir, particularizando sua eficácia em condições reais: poleiros, galharia e transposição de solo.

Os poleiros artificiais têm sido utilizados como forma de propiciar a chegada de propágulos em ambientes perturbados, por meio da atração de animais dispersores, como aves e morcegos (REIS; BECHARA; TRES, 2010). De modo geral, poleiros mais altos com 10-12 m de altura, contendo hastes perpendiculares em diferentes alturas, atraem mais espécies de aves que poleiros menores de 2-3 m (BECHARA, 2006). Da mesma forma, poleiros de maior complexidade de área de pouso, como árvores secas, torres de cipós ou poleiros de cabo aéreo, proporcionam aumento significativo na chuva de sementes quando comparados com poleiros mais simples, contendo apenas uma ou duas hastes cruzadas (HOLL, 1998; MIKICH; POSSETTE, 2007). A opção por um modelo de poleiro, todavia, deve levar em conta a disponibilidade de materiais e recursos financeiros, além da durabilidade dos poleiros resultantes, visando a um efeito prolongado no campo.

Em muitas pesquisas sobre poleiros artificiais em pastagens abandonadas, apesar de haver incremento da dispersão de sementes, verifica-se que apenas essa medida não é suficiente para incrementar o recrutamento de plântulas (HOLL, 1998; SHIELS; WALKER, 2003; TOMAZI; ZIMMERMANN; LAPS, 2010; REID; HOLL, 2013). Tais resultados são apontados pelos autores como consequência das condições microclimáticas estressantes, limitações de nutrientes e/ou espaço e efeitos alelopáticos, encontrados na base dos poleiros. Desse modo, tem sido sugerido que práticas de melhoria da cama de sementes sejam associadas à instalação de poleiros em pastagens, a fim de garantir sua eficiência. Tais práticas incluem: roçada e capina de gramíneas agressivas, deixando-se a cobertura morta sobre o solo; roçada e cobertura do solo com resíduos lenhosos, como troncos e galhos, ou material vegetal inerte, como palhas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009; SILVA, 2011); aplicação de herbicida seletivo para gramíneas

na base do poleiro (ELGAR et al., 2014); e solarização do solo com lona plástica e aditivo anti-UV (LAMBRECHT; D'AMORE, 2010).

Alguns trabalhos evidenciam a importância da junção de técnicas para superar simultaneamente várias barreiras ecológicas. No leste da Austrália, em uma pastagem, respostas superiores foram encontradas para o recrutamento de plântulas quando a base dos poleiros recebeu aplicação regular de herbicida para controle do pasto (ELGAR et al., 2014). Os autores destacaram que esses resultados ocorreram devido às ações combinadas sobre as barreiras dispersivas e competitivas, que restringiam tanto a chegada das sementes, como a germinação e crescimento das plântulas. Em campos não nativos do Havaí, a semeadura de sementes tratadas, em conjunto com a remoção das gramíneas inibidoras, era muito mais eficaz sobre o recrutamento de plântulas lenhosas, do que quando tais métodos eram aplicados separadamente (BROOKS; CORDELL; PERRY, 2009).

A combinação de poleiros artificiais e técnicas de melhoria da cama de sementes poderia ser vista como uma analogia às árvores isoladas deixadas em campos abertos, as quais atuam como “núcleos de regeneração” (MANNING; FISCHER; LINDENMAYER, 2006). Estas, por promoverem sombreamento abaixo da copa, enfraquecem a pastagem, com formação de um microclima ameno, proporcionando condições favoráveis para o estabelecimento de outras espécies (WILSON, 2002; TIESSEN et al., 2003). Além de pastagens, outras situações em restauração também são beneficiadas pela melhoria da cama de sementes, como demonstra o maior recrutamento de plântulas na base de poleiros em áreas de solo degradado por terraplanagem (MARCUIZZO et al., 2013; RONCHI; IZA, 2013).

Poucas pesquisas tratam da importância do preparo do leito de sementes sob poleiros. A maioria delas tem voltado sua atenção para o processo de atração das sementes, limitando-se a avaliações sobre a chuva de sementes. Faltam estudos sobre a qualidade de coberturas de solo como cama de sementes, intervindo no recrutamento de plântulas sob poleiros.

Uma medida de complexação ambiental, com vistas a melhorar a qualidade da cama de sementes, consiste em aproveitar materiais provenientes de resíduos vegetais, como material de poda das árvores, troncos, bambus e folhas de palmeiras senescentes. Essa prática, chamada de galharia, quando bem estabelecida tecnicamente, pode promover alterações no ambiente como maior retenção de umidade nas camadas superficiais do solo com redução da temperatura, enfraquecimento de gramíneas inibidoras pelo sombreamento e formação de abrigos para fauna, como pequenos roedores, cobras, lagartos e aves, que podem trazer consigo sementes (REIS et al., 2003; CARPANEZZI; NICODEMO, 2009; VERGÍLIO et al., 2013). Para ser eficaz, a galharia deve ter composição e dimensões mínimas apropriadas, sem o que ela será reinvasada pelas gramíneas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Outra metodologia embasada no conceito de nucleação, a transposição de solo e serapilheira (REIS et al., 2003), busca elevar o número de sementes na área a recuperar. Esse método consiste, como o nome sugere, na transposição de pequenas porções de camadas superficiais de solo não degradado, contendo estoque de sementes viáveis e populações da micro, meso e macrofauna do solo. Comumente, as amostras de solo (núcleos) são colocadas em uma “clareira”, isto é, uma área preparada, na qual a vegetação foi suprimida.

A transposição de solo tem sido destacada em muitas pesquisas como eficiente na formação de polos de regeneração acentuada, o que ocorre devido à movimentação do banco de sementes e sua exposição à luz (MIRANDA NETO et al., 2010; SCHORN et al., 2010; MARCUZZO et al., 2013). Com isso há a introdução de espécies colonizadoras, como arbustos pioneiros e ervas espontâneas, os quais permitem o rápido recobrimento do núcleo, podendo desempenhar o papel de plantas facilitadoras ao estabelecimento das espécies subsequentes (RICKLEFS, 2009).

O uso do banco de sementes de florestas preservadas tem por base diversos estudos realizados em florestas brasileiras e outros países tropicais, os quais apontam elevados valores de densidade e riqueza de espécies, evidenciando seu potencial na restauração de ecossistemas degradados (COSTA; ARAÚJO, 2003; MARTINS; ENGEL, 2007; CALDATO et al., 2009). Em alguns casos, o solo para a transposição é obtido em áreas cujo licenciamento ambiental para atividades de mineração, represamento de cursos d'água e outros, permita que a vegetação seja suprimida (MARTINS, 2007). Em outros, a coleta pode ocorrer em ambientes conservados, recomendando-se a retirada de pequenas porções de 1 m² de modo esparsos, a fim de não causar injúria significativa à área fonte de sementes (BECHARA, 2006).

Apesar de haver consenso sobre o potencial do banco de sementes na restauração florestal, percebem-se alguns entraves em sua aplicação. A maioria dos trabalhos hoje recomendam núcleos de 1 m², muito vulneráveis à reinvasão pela vegetação da matriz. Os curtos períodos de avaliação, em torno de um a dois anos (BECHARA, 2006; TRES et al., 2007; ALVES; PINHEIRO, 2013), podem não refletir os resultados em longo prazo, principalmente quando se trata de áreas com grande incidência de gramíneas agressivas. Há a necessidade de intervenções constantes para alcançar bons resultados, algumas eventuais como irrigação dos “núcleos” na estação seca (MIRANDA NETO et al., 2010), outras obrigatórias como o controle de competição (BENTO, 2013). Alguns projetos (VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015) têm trabalhado com a transposição do banco e chuva de sementes para bandejas em viveiro (com irrigação) para posterior plantio em núcleos nas pastagens, de forma que, como recomendado por Reis, Bechara e Tres (2010), ultrapasse barreiras à germinação das sementes. Permanecem, porém, barreiras ao seu efetivo estabelecimento no ambiente. Em trabalhos sobre áreas de pastagens com parcelas de 1 m² de transposição do banco, apesar do incremento inicial de novas espécies, foi verificada invasão acentuada de gramíneas, exigindo o controle constante do seu entorno. Os núcleos de transposição, nesses casos, não apresentaram efeito satisfatório na introdução de espécies capazes de competir com as gramíneas dominantes e as áreas abertas, assim que foram deixadas sem manutenção, por serem pequenas e distribuídas no meio da pastagem, foram rapidamente invadidas (SOARES, 2009; 2012).

Em uma pesquisa sobre os custos de implantação dos métodos de transposição do solo, galharia e poleiro artificial, verificou-se que a transposição de solo, embora tenha introduzido número significativo de plântulas, foi a mais onerosa, e que a atividade de limpeza da área para manutenção das clareiras na pastagem, foi a que mais consumiu recursos financeiros (BENTO, 2013). Apesar disso, o autor afirma que as técnicas de nucleação tiveram menor custo quando comparadas ao plantio de mudas pelo método convencional, assim como os resultados encontrados por Bechara et al. (2007). Para o mesmo autor (BENTO, 2013), os custos para implantação dos métodos de nucleação são ainda dependentes de fatores como declividade do terreno, disponibilidade de recursos naturais e tipos de espécies inibidoras presentes na área. Algumas vantagens incluem a utilização de materiais disponíveis na área, e a regeneração natural como método de reposição do estrato arbóreo, ao contrário dos insumos adquiridos pelo plantio convencional e a aquisição de mudas produzidas em viveiros.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A restauração florestal por meio da regeneração natural depende de condições favoráveis (*safe sites*) ao seu estabelecimento na cama de sementes (*seedbed*). Dessa forma, a persistência de distúrbios locais, como gramíneas inibidoras, atua como barreira ao estabelecimento de espécies nativas, por resultar em ambientes inóspitos. Os entraves ao recrutamento de plântulas em pastagens são observados ao longo de todos os processos que ocorrem desde a dispersão das sementes até o estabelecimento das plantas.

A utilização de metodologias envolvidas na transposição de barreiras à regeneração natural, para serem eficazes em áreas de pastagens, precisam ser bem estabelecidas tecnicamente e adequadas à realidade local, pois, embora apresentem resultados iniciais promissores, podem deixar de ser efetivas com o passar do tempo. Uma vez que são conhecidos os mecanismos limitantes ao efetivo estabelecimento das plantas desejáveis, é possível fazer uso desse conjunto de informações para manipular processos naturais em benefício de propósitos aplicados. As técnicas voltadas para estas finalidades são relativamente simples e de baixo custo e permitem que a vegetação se restabeleça a partir de ações de indução e condução da própria regeneração natural.

REFERÊNCIAS

- AIDE, T. M.; CAVELIER, J. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology**, Madison, v. 2, n. 4, p. 219-229, 1994.
- AIDE, T. M. et al. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Eveleigh, v. 77, p. 77-85, 1995.
- ALVES, M. V. P.; PINHEIRO, L. B. A. Restauração de Unidade demonstrativa com o uso de técnicas

- nucleadoras em Mata Atlântica Estacional Semidecidual. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 8, n. 2, p. 210-217, 2013.
- ARAUJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 8. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. 322 p.
- BAGGIO, A. J. et al. **Recuperação e proteção de nascentes em propriedades rurais de Machadinho, RS**. Brasília: Embrapa, 2013. 26 p.
- BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 51, n. 4, p. 625-631, 2008.
- BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. 248 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 9-11, 2007.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J.; LEMUS-ALBOR, A. The seedling community of tropical rain forest edges and its interaction with herbivores and pathogens. **Biotropica**, Malden, v. 37, n. 2, p. 301-313, 2005.
- BENTO, R. A. **Custeio baseado em atividades das técnicas de restauração de áreas degradadas na Amazônia central**. 2013. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2013.
- BOCCHESE, R. A. et al. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Belém, v. 16, n. 3, p. 207-213, 2008.
- BRAGA, A. J. T. et al. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 6, p. 1089-1098, 2008.
- BROOKS, S.; CORDELL, S.; PERRY, L. Broadcast seeding as a potential tool to reestablish native species in degraded dry forest ecosystems in Hawaii. **Ecological Restoration**, Madison, v. 27, n. 3, p. 300-305, 2009.
- CABIN, R. J. et al. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. **Biological Conservation**, Boston, v. 104, n. 2, p. 181-190, 2002.
- CALDATO, S. L. et al. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 27-38, 2009.
- CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Ed.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 27-45.
- CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná, em solos não degradados**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 52 p.
- CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Reabilitação ambiental de ecossistemas florestais: uma introdução**. Colombo: Embrapa Florestas, 2003. 7 p.
- CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. **Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. 35 p.
- CARVALHO, L. R.; SILVA, E. A. A.; DAVIDE, A. C. Classificação de sementes florestais quanto ao comportamento no armazenamento. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 28, n. 2, p. 15-25, 2006.
- CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.
- CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.
- CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and

- an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 100, p. 14052-14056, 2003.
- COSSON, J-F.; PONS, J-M.; MASSON, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 15, n. 4, p. 515-534, 1999.
- COSTA, J. R.; MITJA, D.; LEAL FILHO, N. Bancos de sementes do solo em pastagens na Amazônia Central. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 33, n. 74, p. 115-125, 2013.
- COSTA, R. C.; ARAÚJO, F. S. Densidade, germinação e flora do banco de sementes no solo, no final da estação seca, em uma área de caatinga, Quixadá, CE. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 17, n. 2, p. 259-264, 2003.
- CUBIÑA, A.; AIDE, T. M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, Malden, v. 33, n. 2, p. 260-267, 2001.
- DIAS-FILHO, M. B. **Competição e sucessão vegetal em pastagens**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 38 p. (Documentos, 240).
- ELGAR, A. T. et al. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, Lausanne, v. 5, 2014.
- FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, New York, v. 57, n. 1, p. 1-32, 1991.
- FOSTER, B. L.; GROSS, K. L. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. **Ecology**, Ithaca, v. 79, n. 8, p. 2593-2602, 1998.
- GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.
- GRANT, T. A.; PASCHKE, M. W. Department of Forest, Rangeland. Invasive plant impacts on soil properties, nutrient cycling, and microbial communities. In: MONACO, T. A.; SHELEY, R. L. **Invasive plant ecology and management: linking processes to practice**. London: British Library, 2012. 216 p.
- GRUBB, P. J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews**, Oxford, v. 52, p. 107-145, 1977.
- GÜNTER, S. et al. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. **European Journal of Forest Research**, Freising, v. 126, n. 1, p. 67-75, 2007.
- HARMS, K. E. et al. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. **Nature**, London, v. 404, p. 493-795, 2000.
- HARPER, J. L.; WILLIAMS, J. T.; SAGAR, G. R. The behaviour of seeds in soil: I. The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seed. **Journal of Ecology**, London, v. 53, n. 2, p. 273-286, 1965.
- HOLL, K. D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology**, Madison, v. 6, n. 3, p. 253-261, 1998.
- HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, Malden, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.
- HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration ecology**, Madison, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 42, n. 6, p. 1165-1174, 2005.
- HUCHON, H. **Connaissance de la forêt**. Paris: La Maison Rustique, 1956. 162 p.
- HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M. Barrier of shrub establishment following fire in seasonal submontane zone of Hawaii. **Oecologia**, New York, v. 93, p. 557-563, 1993.
- LAMBRECHT, S. C.; D'AMORE, A. Solarization for non-native plant control in cool, coastal California. **Ecological Restoration**, Madison, v. 28, n. 4, p. 424-426, 2010.
- LANZANOVA, M. E. et al. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 1131-1140, 2007.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2006. 531 p.
- LEADEM, C. L. et al. **Field studies of seed biology**. British Columbia: Crown Publications, 1997. 196 p.
- LEAL FILHO, N.; SENA, J. S.; SANTOS, G. R. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do

- solo na floresta amazônica. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 43, n. 3, p. 305-314, 2013.
- LEVINE, J. M.; MURRELL, D. J. The community-level consequences of seed dispersal patterns. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, 549-574, 2003.
- MANNING, A. D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Scattered trees are keystone structures-implications for conservation. **Biological Conservation**, Boston, v. 132, n. 3, p. 311-321, 2006.
- MARANGON, L. C. et al. Regeneração natural em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 1, p. 183-191, 2008.
- MARCUZZO, S. B. et al. Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no sul do Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 39-48, 2013.
- MARTINS, A. M.; ENGEL, V. L. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, Lublin, v. 31, n. 3, p. 165-174, 2007.
- MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 5, p. 739-747, 2004.
- MARTINS, S. V. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 1. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2009. 261 p.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2. ed. Viçosa: CPT, 2007. 320 p.
- MIKICH, S. B.; POSSETTE, R. F. S. Análise quantitativa da chuva de sementes sob poleiros naturais e artificiais em Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 55, p. 103-105, 2007.
- MILES, J. W.; VALLE, C. B. **Brachiaria: biología, agronomía y mejoramiento**. Cali: CIAT, 1998. 312 p.
- MIRANDA NETO, A. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 6, p. 1035-1043, 2010.
- MORAN, C.; CATTERALL, C. P.; KANOWSKI, J. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of frugivore species in fragmented rainforest. **Biological Conservation**, Boston, v. 142, n. 3, p. 541-552, 2009.
- MURRAY, K. G. Avian seed dispersal of three neotropical gap-dependent plants. **Ecological Monographs**, Washington, v. 58, n. 4, p. 271-298, 1988.
- MYERS, J. A.; HARMS, K. E. Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. **Ecology Letters**, Malden, v. 12, n. 11, p. 1250-1260, 2009.
- NEPSTAD, D. C. et al. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos**, Lund, v. 76, n. 1, p. 25-39, 1996.
- RONDON NETO, R. M. et al. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma Floresta Estacional Semidecidual Motana, Lavras-MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 79-94, 2000.
- PERRY, D. A. **Forest ecosystems**. London: John Hopkins, 1994. 768 p.
- PIZO, M. A. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabrlea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 13, p. 559-578, 1997.
- POZZOBON, M. et al. Restauração de planícies do rio Itajaí-Açu, SC: sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas por tipo de solo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 30, n. 63, p. 171-189, 2010.
- PÜTZ, S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic Forests. **Ecological Modelling**, Maryland, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, 2011.
- REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. **Tópicos em Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 5, p. 49-134, 2007.
- REID, J. L.; HOLL, K. D. Arrival \neq Survival. **Restoration Ecology**, Madison, v. 21, n. 2, p. 153-155, 2013.
- REINHART, K. O. et al. Invasion through quantitative effects: intense shade drives native decline and invasive success. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 16, n. 5, p. 1821-1831, 2006.
- REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

- REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-518, 2014.
- RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009. 503 p.
- RONCHI, D. L.; IZA, O. B. Indução da regeneração natural de uma área degradada através de técnicas nucleadoras. **Revista Científica FAEMA**, Ariquemes, v. 4, n. 1, p. 1-17, 2013.
- SAMPAIO, A. B. **Restauração de Florestas Estacionais Deciduais de terrenos planos no norte do Vão do Rio Paraná - GO**. 2006. 119 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2006.
- SANTO-SILVA, E. E. et al. The nature of seedling assemblages in a fragmented tropical landscape: implications for forest regeneration. **Biotropica**, Malden, v. 45, n. 3, p. 386-394, 2013.
- SCHORN, L. A. et al. Avaliação de técnicas para indução da regeneração natural em área de preservação permanente sob uso anterior do solo com *Pinus elliottii*. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 2, 2010.
- SEIFFERT, N. F. **Gramíneas forrageiras do gênero *Brachiaria***. Campo Grande: EMBRAPA; CNPGC, 1984. 74 p.
- SHIELS, A. B.; WALKER, L. R. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. **Restoration Ecology**, Madison, v. 11, n. 4, p. 457-465, 2003.
- SILVA, J. C. B. **Restauração ecológica com uso de poleiros artificiais em área dominada por braquiária (*Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga)**. 2011. 27 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2011.
- SOARES, D. Z. **Técnicas de restauração ambiental aplicadas em área antropizada de cerrado na região do Triângulo Mineiro, MG**. 141 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2012.
- SOARES, S. M. P. **Banco de sementes, chuva de sementes e o uso de técnicas de nucleação na restauração ecológica de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora* P. BEAUV.** 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2009.
- SOUZA FILHO, A. P. S.; PEREIRA, A. A. G.; BAYMA, J. C. Aleloquímico produzido pela gramínea forrageira *Brachiaria humidicola*. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 23, n.1, p. 25-32, 2005.
- SOUZA, L. M. et al. Potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 4, p. 565-576, 2012.
- SOUZA, P. A et al. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 1, p. 56-67, 2006.
- STANDISH, R. J.; ROBERTSON, A. W.; WILLIAMS, A. The impact of an invasive weed *Tradescantia fluminensis* on native forest regeneration. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 38, n. 6, p. 1253-1263, 2001.
- SUN, D.; DICKINSON, G. R. The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct-seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. **Biotropica**, Malden, v. 28, p. 272-276, 1996.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Boston, v. 91, n. 2, p. 119-127, 1999.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 848 p.
- TAROUCO, C. P. et al. Períodos de interferência de plantas daninhas na fase inicial de crescimento do eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 9, p. 1131-1137, 2009.
- THOMPSON, K.; GRIME, J. P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology**, London, v. 67, n. 3, p. 893-921, 1979.
- TIESSEN, H. et al. Organic matter transformations and soil fertility in a treed pasture in semiarid NE Brazil. **Plant and Soil**, Crawley, v. 252, n. 2, p. 195-205, 2003.
- TOLEDO, R. et al. Efeito de períodos de controle de plantas daninhas sobre o desenvolvimento inicial de plantas de eucalipto. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 18, n. 3, p. 395-404, 2000.
- TOLEDO, R. E. B. **Faixas e períodos de controle de plantas daninhas e seus reflexos no crescimento do Eucalipto**. 2002. 130 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.
- TOLEDO, R. E. B. et al. Comparação dos custos de quatro métodos de manejo de *Brachiaria decumbens*

- Stapf em área de implantação de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 20, n. 3, p. 319-330, 1996.
- TOMAZI, A. L.; ZIMMERMANN, C. E.; LAPS, R. R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 3, p. 125-135, 2010.
- TRES, D. R. et al. Poleiros artificiais e transposição de solo para a restauração nucleadora em áreas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. S1, p. 312-314, 2007.
- VERGÍLIO, P. C. B. et al. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado area. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 37, n. 5, p. 1158-1163, 2013.
- VIEIRA, C. M.; PESSOA, S. V. A. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 80, p. 17-30, 2001.
- VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, Veracruz, v. 8, n. 4, p. 912-939, 2015.
- WARDLE, D. A. et al. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. **Science**, Washington, v. 304, n. 5677, p. 1629-1633, 2004.
- WEIDLICH, E. W. A. **Desenvolvimento de espécies arbóreas nativas e competição com *Brachiaria humidicola* em área de restauração de floresta fluvial**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- WILBY, A.; SHACHAK, M. Harvester ant response to spatial and temporal heterogeneity in seed availability: pattern in the process of granivory. **Oecologia**, New York, v. 125, n. 4, p. 495-503. 2000.
- WILLSON, M. F.; IRVINE, A. K.; WALSH, N. G. Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons. **Biotropica**, Malden, v. 21, p. 133-147, 1989.
- WILSON, B. Influence of scattered paddock trees on surface soil properties: a study of the Northern Tablelands of NSW. **Ecological Management & Restoration**, Carlton, v. 3, n. 3, p. 211-219, 2002.
- ZILLER, S.; CARPANEZZI, O. T. B.; CARPANEZZI, A. A. **Guia técnico para recuperação ambiental de áreas protegidas na região noroeste do Estado do Paraná**. Curitiba: DIBAP, 2010. 56 p.
- ZILLI, J. E. et al. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 20, n. 3, p. 391-411, 2003.
- ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, Madison, v. 8, n. 4, p. 350-360, 2000.
- YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: Nucleation. **Journal of Ecology**, London, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.