



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E
SUSTENTABILIDADE**

**REVISÃO: SEMEADURA DIRETA COMO METODOLOGIA PARA A
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Por
MARCOS VALÉRIO SGUBIM

NAZARÉ PAULISTA, 2018



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E
SUSTENTABILIDADE**

**REVISÃO: SEMEADURA DIRETA COMO METODOLOGIA PARA A
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Por

MARCOS VALÉRIO SGUBIM

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

Ph.D. Tiago Pavan Beltrame

Ph.D. Laury Cullen Júnior

Dr. Alexandre Uezu

TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ECOLOGIA

IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS

Ficha Catalográfica

SGUBIM, Marcos Valério

Revisão: Semeadura direta como metodologia para
restauração ecológica, 2018. 87 pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de
Pesquisas ecológicas

1. Restauração ecológica
2. Semeadura direta
3. Conservação da biodiversidade
- I. Escola Superior de Conservação Ambiental
e Sustentabilidade, IPÊ

BANCA EXAMINADORA

Nazaré Paulista, 6 de fevereiro de 2018

Prof. Dr. Tiago Pavan Beltrame
(Orientador)

Prof. Dr. Laury Cullen Júnior

Prof. Dr. Antonio Carlos Galvão de Melo

“Tudo vale a pena se a alma não é pequena”

Fernando Pessoa

A minha esposa e eterna professora Sandra.
Aos meus filhos: Giovanna, Matheus e
Vinícius.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pesquisadoras, que descobri no decorrer desta dissertação, elas contribuem muito para ciência da restauração.

A meu orientador Dr. Tiago Pavan Beltrame, pela colaboração e ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

A meu coorientador Dr. Laury Cullen Júnior, por ter ajudado no desenvolvimento desta dissertação.

Ao Professor e coorientador Dr. Alexandre Uezu, pela paciência, críticas e a maneira que prontamente atende a todas as dúvidas, configurações de computador, revisões da dissertação e pelas aulas, inclusive as de “R”.

Aos professores Dr. Cláudio de Pádua e Dra. Suzana de Pádua, pela coragem de mudar drasticamente suas vidas e por contribuírem com a formação de mais de 100 mestres pela ESCAS.

À Professora Dra. Cristiana Martins, pela dedicação, comprometimento com os alunos e com o curso. Meu muito obrigado em especial.

Aos meus amigos do mestrado Léo, Flávio, Alessandra, Andréia, Marina, Gustavo, Sandra, Anália, Carol, Nícia, Rafaela, Vitor e Natália, risos, confidências, parceria e festas.

Ao Dr. Antonio Carlos Galvão de Melo, por ter aceitado e se disponibilizado a compor a banca de defesa.

A toda a equipe do IPE, pelo carinho e pelas deliciosas refeições.

À Dra. Giselda Durigan, por ter aceitado participar do processo de defesa.

A minha esposa Sandra, por ter me ajudado nestes anos de mestrado.

A minha filha Giovanna por ter colaborado na revisão do abstract.

Ao meu filho Matheus, por ter maneirado no violão, viola, cavaquinho e bandolim nos momentos que eu estava redigindo a dissertação.

Ao meu filho Vinícius, por ter, com suas infinitas perguntas, me relaxado em alguns momentos.

A minha mãe que “pedalou muita Singer” para sustentar os filhos.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	v
SUMÁRIO	8
LISTA DE QUADROS	11
LISTA DE FIGURAS	12
LISTA DE ABREVIACÕES.....	13
RESUMO	14
1. INTRODUÇÃO.....	16
2. OBJETIVOS.....	18
2.1. Objetivos Gerais.....	18
2.2. Objetivos específicos	18
3. METODOLOGIA.....	19
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
4.1. Desmatamento.....	20
4.2. Restauração Ecológica	21
4.2.1. Grupos funcionais	23
4.2.2. Limiares e filtros ecológicos	24
4.3. Técnicas para restauração	27
4.3.1. Transposição da camada superficial de solo e serapilheira.....	27
4.3.2. Transposição de plântulas	27
4.4. Nucleação	28
4.4.1. Poleiros artificiais	28
4.4.2. Transposição de galharia.....	29
4.4.3. Grupos de Anderson	30
4.5. Enriquecimento	30

4.6.	Hidrossemeadura.....	31
4.7.	Plantio de mudas	33
4.8.	Sementes	33
4.9.	Temperatura.....	36
4.10.	Umidade	36
4.11.	Dormência	38
4.11.1.	Dormência exógena ou tegumentar	39
4.11.2.	Dormência endógena ou embrionária	40
4.11.3.	Quebra de dormência em sementes	41
4.12.	Microsítios.....	43
4.13.	Semeadura direta	44
4.13.1.	Desvantagens das plantas de viveiros	45
4.13.2.	Desvantagens da Semeadura Direta	46
4.13.3.	Protetores Físicos	50
4.13.4.	Semeadura direta de outras formas de vida vegetal	51
4.13.5.	Desenvolvimento de plantas	53
5.	DISCUSSÃO.....	57
6.	CONCLUSÃO	67
7.	BIBLIOGRAFIA.....	69
	ANEXOS	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Taxas de germinação de espécies nativas germinadas em campo com taxas de germinação inferiores a 30% por meio da semeadura direta....	47
Tabela 2 – Taxa de germinação de espécies nativas germinadas em campo, através da semeadura direta com germinação superior a 50% e suas respectivas taxas de sobrevivência.....	58
Tabela 3 – Taxas de germinação entre mesmas espécies.....	59
Tabela 4 – Classificação das sementes em tamanho e suas respectivas taxas de germinação em campo por espécies.....	63
Tabela 5 – Custos da semeadura direta e plantio de mudas.....	66
Tabela 6 – Taxas de germinação média e taxa de sobrevivência de espécies utilizadas em semeadura direta. Biomas *: AM – Amazônia, CE – Cerrado, MA – Mata Atlântica, CA – Caatinga, PP – Pampa e PA – Pantanal; Domínio fitogeográfico *: AA - Área Antrópica, CA - Campo de Altitude, CV - Campo de Várzea, CR - Campo Rupestre, FCG - Floresta Ciliar ou Galeria, FED - Floresta Estacional Decidual, FEP - Floresta Estacional Perenifólia, FES - Floresta Estacional Semidecidual, FO - Floresta Ombrófila (= Floresta Pluvial), FOM - Floresta Ombrófila Mista, FTF – Floresta de terra firme, FI – Floresta de Igapó, VAR - Vegetação Sobre Afloramentos Rochosos, RE – Restinga, CC – Carrasco, MZ – Manguezal, CL - Campo Limpo, CLS - Cerrado (lato sensu), FV – Floresta de várzea, SA - Savana Amazônica, CSS - Caatinga (stricto sensu), CP - Campinarana, PL – Palmeiral. * (Reflora, 2018).....	85

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Filtros ecológicos – Adaptado de Hobbs; Norton, 2004.	25
Quadro 2 - Classificação de tamanho de semente – Adaptado de (BONNER, 1984).	35
Quadro 3 - Classificação simplificada dos tipos de dormência (adaptada de NIKOLAEVA,1977)	39
Quadro 4 – Métodos para superação de dormência. (Adaptada de FOWLER; BIANCHETTI, 2000).	42
Quadro 5 - Espécies utilizadas como adubação verde na restauração ecológica, podendo ser utilizadas em consórcio com plantio de árvores ou na semeadura direta – Dados extraídos de sementes Pirai - http://www.pirai.com.br	52

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Principais Estados desmatadores brasileiros no período de 2001 a 2016, sendo as áreas em ha e suas respectivas porcentagens.	21
Figura 2 – Limiões de natureza biótica e abiótica ao longo da restauração. Adaptado de Whisenant (1999)	26
Figura 3 – Exemplo de configuração de um núcleo de Anderson com 25 indivíduos.	30
Figura 4 – Aplicação de hidrossemeadura. Foto: Revest hidrossemeadura e consultoria	32
Figura 5 – Após Hidrossemeadura. Foto: Revest hidrossemeadura e consultoria	32
Figura 6 – Plantio mecanizado de sementes desenvolvido pela Campanha Y Ikatu Xingu, para recuperação florestal nas nascentes e matas ciliares do Rio Xingu, MT, 2009 – Foto – Luciano L. Eichholz – ISA	44
Figura 7 – Fórmula para cálculo de quantidade de sementes e densidade esperada.	48
Figura 8 – Protetor físico com copo descartável.	50

LISTA DE ABREVIações

APP – Área de Preservação Permanente

CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

ha - Hectare

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais

Renováveis

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas

m – Metro

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MMA - Ministério do Meio Ambiente

SERI – Society for Ecological Restoration International

sp - Espécie

RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia

REVISÃO: SEMEADURA DIRETA COMO METODOLOGIA PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Por

Marcos Valério Sgubim

Fevereiro / 2018

Orientador: Prof. Dr. Tiago Pavan Beltrame

O índice de desmatamento é extenso e contínuo em várias partes do mundo ameaçando toda biodiversidade. O desmatamento mundial ocorrido no período de 2001 a 2016 atinge 201.863.430 ha. O Brasil é o país que mais desmatou neste período, seguido pelos Estados Unidos, Rússia e Canadá. No Brasil o desmatamento ocorre em todos biomas e em 2016, os estados que mais desmataram foram o Pará, Mato Grosso, Amazonas, Maranhão e Rondônia. Ações de conservação ou recuperação bem planejadas e embasadas, que visem o fortalecimento das florestas em todo mundo são urgentes, na tentativa de melhorar sua qualidade ambiental e incrementar áreas florestadas, e entre essas ações está a restauração ecológica. Várias técnicas para a restauração ecológica vêm sendo empregadas para a restauração de paisagens. O plantio de árvores é uma das estratégias mais utilizadas, no entanto, tem custos elevados e na maioria dos casos, as barreiras financeiras tornam a restauração de grandes áreas, impeditivas, no entanto, e sob certas condições, a sementeira direta pode ser uma alternativa muito mais viável economicamente. Além da vantagem econômica a sementeira direta se mostra como uma alternativa para a restauração ecológica, para a melhoria da qualidade ambiental e incremento das florestas, bem como para a conservação da biodiversidade. O objetivo deste trabalho é verificar os fatores mais importantes para o sucesso de restauração ecológica utilizando o método da sementeira direta, a partir de dados da literatura e tentando identificar se a metodologia pode proporcionar um rápido recobrimento do solo, com alta diversidade de espécies e densidade de indivíduos, facilitar a sucessão ecológica, acelerar os processos de recolonização e restabelecer a biodiversidade em áreas degradadas.

ABSTRACT

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia

REVIEW: DIRECT SEEDING SYSTEM AS ECOLOGICAL RESTORATION METHODOLOGY

By

Marcos Valério Sgubim

February / 2018

Advisor: Prof. Dr. Tiago Pavan Beltrame

Deforestation rates worldwide are extensive and progressive it threatens all biodiversity. These rates observed between 2001 and 2016 reach's 201.863.430 hectares. Brazil is the country where these rates were more evident, followed by United States, Russia and Canada. In Brazil deforestation occurs in all biomes. Pará, Mato Grosso, Amazonas, Maranhão, and Rondônia were the states with higher deforestation rates. Well planned environmental conservation and recovery actions that aim forests strengthening are imperative, in order to improve its situation and increase forest site and among these actions is ecological restoration. Several ecological restoration techniques have been applied to landscapes recovery. Seedlings plantation is the most common strategies; however, it implies in high costs and most of the time financial issue turns difficult large sites restoration. Nevertheless, and under certain conditions, direct seeding system can be a more affordable. Besides the economic advantage, direct seeding system is an alternative to ecological restoration, for environmental health improvement and forest increase, such as for biodiversity conservation, therefore the intent of this assignment, to verify the dominant elements for ecological restoration success, using direct seeding method, from literature data and trying to identify if this methodology can provide a rapid topsoil recovery, diversity of species, favor ecological succession, speed up recolonization process and reestablish biodiversity in degradation sites.

REVISÃO: SEMEADURA DIRETA COMO METODOLOGIA PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

1. INTRODUÇÃO

O desmatamento é extenso e contínuo em várias partes do mundo, ameaçando a biodiversidade. Segundo *World Resources Institute (2017)* o desmatamento mundial ocorrido no período de 2001 a 2016 atinge 201.863.430 ha em área desmatada. O Brasil é o país que mais desmatou, seguido pelos Estados Unidos, Rússia, Canadá e Indonésia.

No Brasil o desmatamento ocorre em todos biomas e ainda, segundo *World Resources Institute (2017)* atingiu 34.985.618 ha no período de 2001 a 2016. Somente em 2016, o estado do Pará desmatou 1.498.048 ha e entre 2001 a 2016, 10.628.660 ha desmatados. Outros estados como o Mato Grosso, Amazonas, Maranhão e Rondônia também obtiveram altos índices de desmatamento.

Ações de conservação ou recuperação bem planejadas e embasadas, que visem o fortalecimento das florestas em todo mundo são urgentes, na tentativa de melhorar sua qualidade ambiental e incrementar áreas florestadas, e entre essas ações está a restauração ecológica (SILVA; BORTOLETO, 2005; ANGELO; ANGELINI, 2009).

Várias técnicas para a restauração ecológica vêm sendo empregadas para a restauração de ambientes degradados, entre elas: a transposição da camada superficial do solo (NICHOLS *et al.*, 1985; ROKICH *et al.*, 2000; TRES *et al.*, 2007; TOZER; MACKENZIE; SIMPSON, 2012), a transposição de plântulas (NAVE, 2005; CARNEIRO; RODRIGUES, 2007; VIANI; RODRIGUES, 2009), a utilização de poleiros artificiais (MELO *et al.*, 2000; REIS *et al.*, 2003; OLIVEIRA, 2006; TRES *et al.*, 2007), a condução da regeneração natural (BOTELHO *et al.*, 2001, RODRIGUES *et al.*, 2010, MARTINS, 2010), o plantio em área total com a utilização de mudas e a semeadura direta (ARAKI, 2005; GANDOLFI; RODRIGUES, 2007).

Para se restaurar ambientes degradados o plantio em área total utilizando-se mudas é uma estratégia utilizada comumente, principalmente na Mata Atlântica

(RODRIGUES *et al.*, 2009). Esta estratégia tem custos elevados (FLORENTINE *et al.*, 2013) e na maioria dos casos, as barreiras financeiras tornam a restauração, principalmente as de grandes áreas, impeditivas. No entanto, e sob certas condições, a semeadura direta, que consiste no plantio de uma grande quantidade de sementes, diretamente no solo, onde germinam, se estabelecem e crescem no local a ser restaurado, pode ser uma alternativa muito mais viável economicamente, pois para o emprego da semeadura direta se utiliza menos mão de obra e o custo para estabelecer uma árvore em campo pode ser menor que custo de uma muda adquirida de viveiro (ENGEL; PARROTTA, 2001; LAMB; GILMOUR, 2003; LAMB *et al.*, 2005; ISERNHAGEN, 2010).

Além da vantagem econômica a semeadura direta para a restauração ecológica pode possibilitar a rápida cobertura do solo, ou seja, uma cobertura florestal capaz de proteger o solo e seus nutrientes de intempéries com a chuva, o vento e o sol, com alta diversidade e densidade de indivíduos, facilitar a sucessão ecológica, possibilitar a aceleração do processo de recolonização e sucessão, segundo estudos de Santos Júnior, 2000; Engel e Parrotta, 2001; Camargo, Ferraz e Imakawa, 2002; Araki, 2005; Aquino, 2006; Isernhagen, 2010; Meli *et al.*, 2017, entre outros autores.

Engel e Parrotta, (2001), concluíram em experimento com semeadura direta que a técnica pode ser utilizada com sucesso na restauração de áreas. Obtiveram crescimento rápido de algumas espécies e constataram que houve facilitação da regeneração de espécies nativas, proveniente dos fragmentos próximos.

Isernhagen (2010) em experimento onde se testou o uso da semeadura direta em larga escala, obteve densidades elevadas de indivíduos, variando de 1.215 a 13.002 indivíduos por ha⁻¹. Verificou aos 34 meses após a semeadura um percentual de 29,05% de indivíduos com a altura entre 3,01m a 4,0m e uma cobertura de copa acima de 100% em 70% do plantio.

Portanto, a semeadura direta se mostra como uma alternativa para a restauração ecológica, para a melhoria da qualidade ambiental e incremento das florestas, bem como para a conservação da biodiversidade. O objetivo deste trabalho é encontrar os fatores mais importantes para o sucesso da restauração ecológica, utilizando o método da semeadura direta, a partir de dados da literatura.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos Gerais

Encontrar os fatores mais importantes para o sucesso de restauração ecológica pelo método da sementeira direta, por meio de dados secundários.

2.2. Objetivos específicos

- Identificar se a sementeira direta proporciona rápido recobrimento do solo;
- Identificar se a sementeira direta proporciona alta diversidade de espécies e densidade de indivíduos;
- Identificar se a sementeira direta facilita a sucessão ecológica, acelera os processos de recolonização e restabelece a biodiversidade em áreas degradadas;
- Avaliar os custos da sementeira direta em comparação ao plantio de mudas.

3. METODOLOGIA

A pesquisa da literatura publicada foi efetuada por meio de buscas informatizadas na base de dados disponível no Google Scholar. As consultas incluíram "semeadura direta" e na língua Inglesa "direct seeding", "direct sowing" e restauração como palavra chave. Mesmo com os descritores em inglês e português, o Google Scholar inclui estudos em espanhol. Foram também considerados os documentos como teses e relatórios técnicos. Citações e patentes não foram consideradas na pesquisa.

Artigos que não estavam disponíveis por completo para leitura ou download no Google Scholar foram novamente consultados no banco de dados do portal de periódicos da CAPES. Os acessos ao portal de periódicos da CAPES foram realizados na sede do IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas, Brasil.

Os textos foram posteriormente organizados no Mendeley, software gratuito para o gerenciamento, leitura, compartilhamento, edição e importação de artigos científicos, auxiliando na localização posterior dos fatores analisados neste trabalho.

No total 94 artigos sobre semeadura direta foram levantados e organizados, no entanto, foram considerados 31 artigos específicos sobre semeadura direta, pois a maioria dos artigos apenas se referia a semeadura direta como metodologia de restauração ecológica. Outros 150 artigos foram utilizados, pois o contexto se mostrou pertinente ao entendimento, sobre ecologia, fisiologia e evolução da semeadura direta para sua utilização na restauração ecológica.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Desmatamento

Segundo *World Resources Institute (2017)* entre os 256 países analisados o Brasil é que mais desmatou no período de 2001 a 2016, seguido pelos Estados Unidos, Rússia, Canadá e Indonésia, com respectivamente 26.944.783 ha, 23.997.078 ha, 22.306.509 e 20.921.934 ha desmatados. O desmatamento no período para todos os países é de 201.863.430 ha (Anexo 1).

Ainda segundo *World Resources Institute (2017)* o Brasil atingiu 34.985.618 ha de área desmatada no período de 2001 a 2016, alguns estados brasileiros atingiram um nível de desmatamento alarmante neste período (Figura 1 – Principais Estados desmatadores brasileiros no período de 2001 a 2016, sendo as áreas em ha e suas respectivas porcentagens.). Somente o estado do Pará é responsável por 30% do desmatamento no Brasil, sendo que este estado triplicou o índice de desmatamento em 2016 em comparação com 2015, sendo respectivamente 1.498.048 ha e 415.122 ha e totalizando no período de 2001 a 2016, 10.628.660 ha desmatados (Anexo 2). Estes resultados estão ligados estritamente a falta de políticas públicas referente a conservação.

As florestas, bem como seus fragmentos remanescentes contribuem para minimizar problemas causados pela expansão urbana como poluição do ar, impermeabilidade do solo, aquecimento do clima e alteração da qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos, assim como contribuem para a alimentação e abrigo da fauna, além de atrair animais dispersores de sementes (DISLICH; PIVELLO, 2002). Portanto, ações de conservação e desenvolvimento sustentável são urgentes para a contenção do desmatamento mundial e recuperação de áreas degradadas.

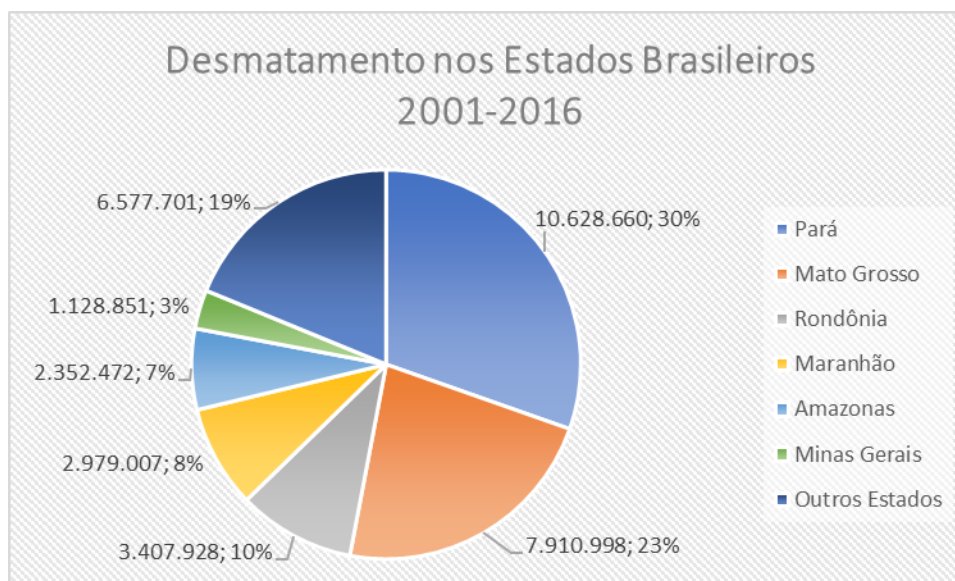


Figura 1 – Principais Estados desmatadores brasileiros no período de 2001 a 2016, sendo as áreas em ha e suas respectivas porcentagens.

4.2. Restauração Ecológica

A restauração ecológica é uma atividade deliberada, que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema com relação à sua saúde, integridade e sustentabilidade e é definida como "o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído" (SERI, 2004).

A restauração ecológica procura retornar um ecossistema degradado à sua condição original e a sua trajetória histórica de desenvolvimento. No entanto, a restauração, por vezes, será conduzida a um estado estável alternativo ou intermediário (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

A trajetória histórica de um ecossistema gravemente impactado pode ser difícil ou impossível de ser determinada com exatidão, pois este ecossistema, após ser restaurado, pode ou não recuperar a sua condição próxima ao estado anterior, devido às perturbações anteriores e condições atuais que podem conduzir seu desenvolvimento por uma trajetória diferente da esperada (SER, 2004; HOBBS; NORTON, 2004), no entanto, o conhecimento das condições originais anteriores, o histórico de utilização da área, as condições locais e as peculiaridades da paisagem do entorno, são importantes para o planejamento das ações de restauração ecológica (SERI, 2004; ISERNHAGEN *et al.*, 2009).

O sucesso da recuperação natural das florestas que sofreram impacto ou influência humana é notoriamente variável, sendo que, em muitos casos, a terra abandonada pode permanecer presa em um estado estagnado de sucessão por períodos prolongados de tempo, portanto, para reverter esta situação ações de restauração são necessárias (CORLETT, 1991; COHEN; SINGHAKUMARA; ASHTON, 1995; HOOPER *et al.*, 2005; JONES; SCHMITZ 2009; GOOD *et al.*, 2012; ZAHAWI *et al.*, 2013).

As ações, relativas aos métodos de restauração escolhidos, devem conduzir o processo de restabelecimento de comunidades por meio de ações diretas e ou indiretas que sustentem a sucessão florestal (PICKETT; COLLINS; ARMESTO, 1987; PALMER; AMBROSE; POFF, 1997; PARKER; PICKETT, 1999, CHOI, 2004; ARONSON; van ANDEL, 2005), garantam a reabilitação de uma comunidade funcional (KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003; ENGEL; PARROTA, 2003; ARONSON; VAN ANDEL, 2005) e permitam o desenvolvimento com a mais alta diversidade possível (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007).

Nos projetos de restauração ecológica as ações, visam propiciar condições onde as espécies introduzidas, as remanescentes e as oriundas de fontes de propágulos se autoperpetuem na área e permaneçam na comunidade vegetal por tempo indeterminado (RODRIGUES *et al.*, 2009). Logo, um ambiente é considerado restaurado quando possui recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios adicionais (SERI, 2004).

O principal ponto para a restauração de um ecossistema é a eliminação ou mitigação das perturbações que ocorrem na área. Entenda-se perturbação como desordem de estado constante ou estacionário de longo prazo e ocasionado por um ou mais eventos externos, onde o ambiente não é capaz de se recuperar naturalmente por meio da resistência ou resiliência (HOLLING 1973; DEANGELIS 1992; MITCHELL *et al.*, 2000; SER 2004).

Resistência é capacidade de um ecossistema em resistir a um distúrbio. Pode ser avaliada pela proporção que é preservada de sua estrutura e composição de espécies em relação ao estado anterior ao distúrbio (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011).

Resiliência é a habilidade de um ecossistema natural, que após distúrbio, retornar à condição anterior sem intervenção humana (WESTMAN, 1978). Pode ser avaliada pelo tempo necessário para retorno à estrutura e riqueza anteriores. Um ecossistema resiliente pode suportar impactos e se reconstruir ou persistir em determinada trajetória ou em determinado estado ou regime, em sistemas nos quais múltiplos regimes são possíveis (WALKER; SALT, 2006).

As ações de restauração devem, inicialmente, serem desenvolvidas com o intuito de remover as perturbações existentes e as limitações que inibem o estabelecimento da fauna e flora causadas nos meios bióticos e abiótico pela degradação, diminuindo assim os impactos desta degradação e a “posteriori” promover um processo florestal capaz de fornecer o recobrimento rápido da área, propiciando o estabelecimento de outras formas biológicas, a produção de alimento e abrigo para a fauna nativa e o controle das espécies exóticas competidoras, desta maneira restabelecendo os meios bióticos e abióticos (KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003; RODRIGUES; MARTINS; GANDOLFI, 2007; RODRIGUES *et al.*, 2009).

4.2.1. Grupos funcionais

Segundo o conceito ecológico, o conjunto de organismos que têm atributos e desempenham uma função nos processos do ecossistema, são conhecidos como grupos funcionais. Como exemplos de grupos funcionais podem-se citar produtores primários, herbívoros, carnívoros, decompositores, polinizadores, espécies vegetais fixadoras de nitrogênio ou espécies caducifólias (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011; RODRIGUES, 2013).

As diferentes espécies que constituem as comunidades vegetais apresentam diferentes grupos funcionais, sendo alguns desses grupos: sucessão ecológica (pioneiras, secundárias e climácicas), de luminosidade (heliófila, mesófila e esciófila), de umidade (espécies higrófitas, seletivas higrófitas e xerófitas), as síndromes de dispersão (zoocóricas, anemocóricas, autocóricas, entre outros). Van der Pijl (1982) denominou como síndrome de dispersão o conjunto de características das sementes ou frutos (sementes aladas, frutos carnosos, entre outros) que atraem e/ou facilitam

a ação de determinados mecanismos ou agentes dispersores. Essas características constituem aspectos importantes para a restauração ecológica.

Outros grupos que são considerados na restauração ecológica, são os que apresentam a função de recobrimento ou preenchimento, onde as espécies apresentam um rápido crescimento e boa cobertura de copa, geralmente são compostas por espécies pioneiras e secundárias iniciais; o grupo de diversidade, onde as espécies apresentam um crescimento mais lento e ou com pouca cobertura de copa, sendo composto por todos os grupos ecológicos, ou seja, pioneiras e secundárias iniciais que não apresentam boa cobertura de copa, secundárias tardias e clímax (NAVE; RODRIGUES, 2007). O grupo de diversidade é fundamental para garantir a perpetuação das espécies na área plantada, pois as espécies desse grupo irão substituir gradualmente as espécies do grupo de recobrimento quando essas entrarem em senescência, ocupando a área restaurada e garantindo sua condução de forma sustentável (RODRIGUES, 2009).

4.2.2. Limiares e filtros ecológicos

O limiar no campo da ecologia da restauração, se refere ao ponto em que a degradação passa a ser irreversível, caso não haja intervenção nas causas que geraram a degradação. Os filtros ecológicos são os fatores bióticos ou abióticos que atuam em alguma das diferentes etapas da sucessão ecológica, atuando na seleção de espécies que podem ingressar, se estabelecer e deixar descendentes na comunidade (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011).

Os limiares em ambientes degradados, ocorridos principalmente pelo resultado das atividades humanas, podem impedir o sistema de retornar naturalmente a um estado de menor degradação. As ações de restauração ecológica devem gerenciar, manipular, remover, ou modificar os efeitos destes limiares com ajustes dos filtros bióticos e abióticos (Quadro 1), conduzindo a uma meta desejada (HOBBS; HARRIS 2001; WHISENANT 1999; ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011). As ações de restauração permitem superar os filtros, propiciando o estabelecimento e a ocupação por maior número de espécies na área da restauração (FATTORINI; HALLE 2004, HOBBS; NORTON 2004, NUTTLE 2007).

Filtros Abióticos	
Clima	Índices pluviométricos, temperatura, períodos de seca e geadas.
Fertilidade	Abundância relativa de nutrientes, diversidade de decompositores, ciclagem de nutrientes, disponibilidade de água no solo, toxicidade.
Estrutura e composição da paisagem	A posição na paisagem, uso anterior da terra, tamanho e isolamento do fragmento
Declividade	Influência do ângulo de inclinação do ambiente
Filtros Bióticos	
Competição	Existência de espécies potencialmente invasoras e entre as espécies plantadas ou introduzidas.
Predação	Herbivoria
Dispersão	Disponibilidade de propágulos: poleiros para pássaros, proximidade de fontes de sementes, presença de bancos de sementes.
Mutualismo	Micorrizas, rizóbios, polinização e dispersão, entre outros.
Perturbação	Presença de regimes de perturbação anteriores ou novos.
Sucessão	Ordem de chegada de espécies e modelo de sucessão (Facilitação, inibição e tolerância; efeitos prioritários; efeitos aleatórios).
Herança Biológica	Composição e estrutura histórica: Como a biodiversidade original e estrutura abiótica permanecem.
Filtros socioeconômicos	
Comunidades	Os objetivos e as aspirações das comunidades locais, proprietários de terras e outras partes interessadas.
Custos	Os custos de atingir as metas estabelecidas relativas à produção, plantio, manutenção e superação de ameaças potenciais e limites existentes.

Quadro 1 - Filtros ecológicos – Adaptado de Hobbs; Norton, 2004.

Os filtros ecológicos (Quadro 1) são apontados como um fator chave que afeta a restauração de áreas degradadas, limitando o recrutamento de espécies de plantas

para locais perturbados (WIJDEVEN; KUZEE, 2000; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Esta limitação pode ser superada por meio do gerenciamento das barreiras impostas pelos filtros na área alvo da restauração, possibilitando a colonização de espécies (SANTOS JÚNIOR, 2000; CAMARGO, FERRAZ e IMAKAWA, 2002; ARAKI, 2005; AQUINO, 2006; ISERNHAGEN, 2010).

Em relação aos limiares, dois tipos principais de limiares são encontrados em um ecossistema natural degradado (Figura 2), sendo um causado por interações e alterações bióticas e outro por alterações abióticas que ocorrem por transformações ou limitações intrínsecas do ambiente (WHISENANT, 1999).

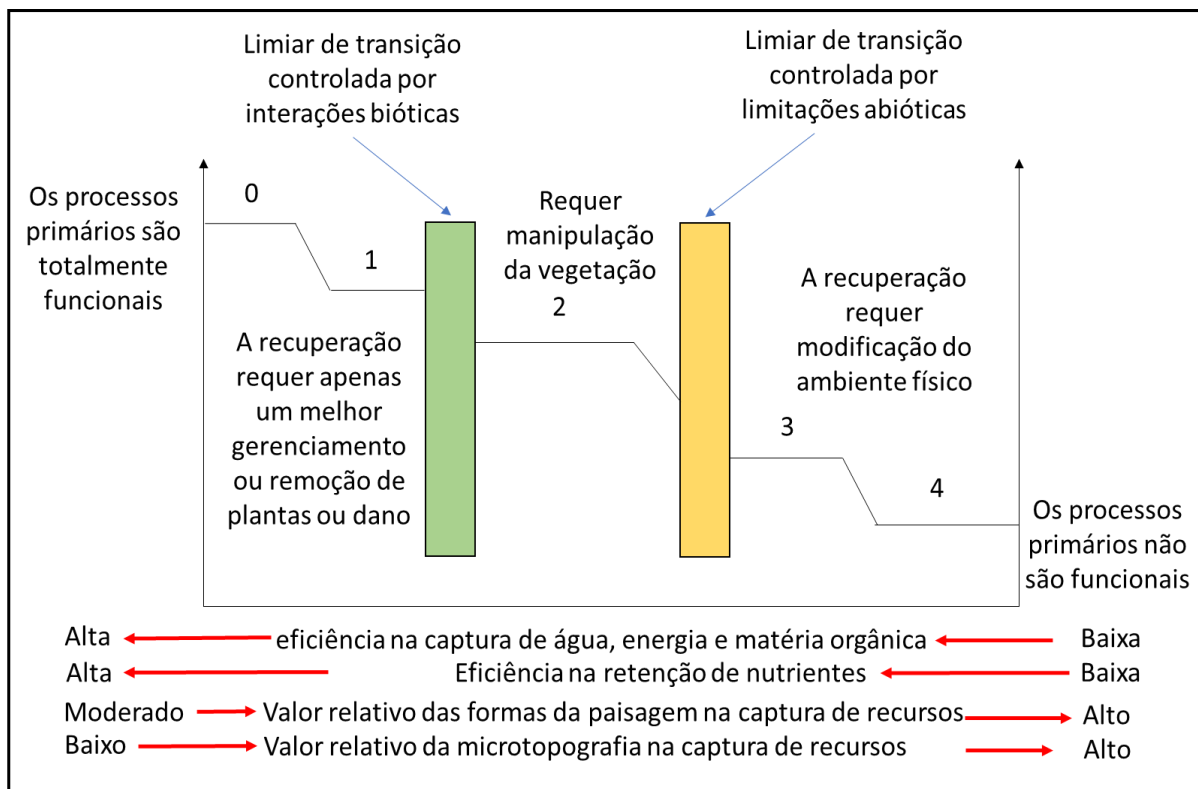


Figura 2 – Limiares de natureza biótica e abiótica ao longo da restauração. Adaptado de Whisenant (1999)

Em sistemas degradados devido às condições bióticas, os esforços de restauração devem se concentrar em manipulações bióticas para remover o fator de degradação e ajustar a composição biótica. Como exemplo, um ambiente degradado devido a dominância por *Brachiaria sp.*, deve-se eliminar o fator de degradação, ou seja, o controle da *Brachiaria* e o plantio de espécies perdidas para o ajuste da composição biótica (HOBBS; NORTON, 2004).

Já em sistemas degradados devido a alterações nas características abióticas, os esforços de restauração devem se concentrar em remover o fator de degradação e a reparação física e ou química do ambiente. Como exemplo, um ambiente degradado devido a compactação do solo, deve-se remover o fator de degradação, ou seja, a descompactação do solo através de aragem e posteriormente recompor a biota. Portanto, os esforços de restauração de fatores abióticos devem preceder os de ordem bióticas em uma restauração (HOBBS; NORTON, 2004).

4.3. Técnicas para restauração

Algumas das técnicas utilizadas na restauração ecológica são: a transposição da camada superficial do solo (NICHOLS *et al.*, 1985; ROKICH *et al.*, 2000; TRES *et al.*, 2007; TOZER; MACKENZIE; SIMPSON, 2012), a transposição de plântulas (NAVE, 2005; CARNEIRO; RODRIGUES, 2007; VIANI; RODRIGUES, 2009), a utilização de poleiros artificiais (MELO *et al.*, 2000; REIS *et al.*, 2003; OLIVEIRA, 2006; TRES *et al.*, 2007), a condução da regeneração natural (BOTELHO *et al.*, 2001, RODRIGUES *et al.*, 2010, MARTINS, 2010), o plantio de mudas e a semeadura direta (ARAKI, 2005, GANDOLFI; RODRIGUES, 2007).

4.3.1. Transposição da camada superficial de solo e serapilheira

A transposição da camada superficial de solo consiste em transferir para um novo local os primeiros 20 a 30 cm de solo superficial, juntamente com a serapilheira. Esta movimentação proporciona na área transplantada, a formação de um banco de sementes, auxilia na recuperação das propriedades físico-químicas do solo, é fonte de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos que podem disparar a regeneração da vegetação nativa (NICHOLS *et al.*, 1985; ROKICH *et al.*, 2000; TOZER; MACKENZIE; SIMPSON, 2012).

4.3.2. Transposição de plântulas

A transposição de plântulas se apresenta como uma técnica que pode ser usada de forma complementar ao plantio de mudas produzidas em viveiros. A fonte para o resgate de plântulas ou indivíduos jovens de espécies arbustivo-arbóreas e outras formas de vida vegetal como: lianas, herbáceas, arbustos, epífitas, entre

outras, podem ser de locais não protegidos pela legislação onde elas germinem naturalmente, como no interior de florestas exóticas, nos aceiros em bordas de fragmentos, sob linhas de transmissão de energia elétrica que estão sujeitas à eliminação de indivíduos jovens de espécies nativas, por determinação legal ou de proteção (NAVE, 2005; CARNEIRO; RODRIGUES, 2007; VIANI; RODRIGUES, 2009).

Os principais benefícios, se plantadas na mesma região, são: mudas de espécies adaptadas, sob o ponto de vista ecológico, às suas regiões e não disponíveis em viveiros, como espécies raras, ameaçadas de extinção, endêmicas e de diferentes formas de vida vegetal (VIDAL, 2008).

4.4. Nucleação

A nucleação é um método que se baseia nos processos naturais de sucessão ecológica, por meio da introdução de novos elementos na paisagem, que visam à criação de pequenos habitats, ilhas de vegetação ou núcleos, que por serem atrativos à fauna ou por conterem sementes ou plântulas, facilitam o estabelecimento de outras espécies vegetais que ocorrem nos fragmentos florestais do entorno (YARRANTON; MORRISON, 1974; REIS *et al.*, 2003). Assim, a partir de ilhas de vegetação ou núcleos, a vegetação secundária se expande ao longo do tempo e acelera o processo de sucessão natural na área degradada (MARTINS, 2007).

As técnicas mais empregadas na nucleação são: poleiros artificiais, transposição de galharia e grupos de Anderson (REIS *et al.*, 2003; MARTINS, 2007).

4.4.1. Poleiros artificiais

A conectividade entre os fragmentos pode ser influenciada pelas suas distâncias, os corredores ecológicos, a densidade de trampolins ecológicos e permeabilidade do entorno (METZGER; DECAMPS, 1997). Os trampolins ecológicos ou Stepping Stones são definidos como pequenas áreas semelhantes aos habitats naturais (METZGER, 1999) e são de grande importância, principalmente em áreas onde a fragmentação é mais intensa e a matriz é mais restritiva em relação à movimentação das espécies (UEZU; BEYER; METZGER, 2008).

Os poleiros artificiais funcionam como trampolins ecológicos e é utilizado como uma técnica para a restauração de áreas degradadas, sendo eficazes para aumentar a chegada de sementes zoocóricas (MELO *et al.*, 2000; OLIVEIRA, 2006; TRES *et al.*, 2007) com um baixo custo de implantação (REIS *et al.*, 2003; TOMAZI *et al.*, 2014). Os poleiros artificiais são estruturas que imitam as galharias de uma vegetação seca e quando presentes nas áreas em restauração, servem como atrativo a aves dispersoras, propiciando um ambiente favorável ao pouso e ao defecarem ou regurgitarem, dispersam as sementes oriundas de fragmentos próximos, potencializando a regeneração na área em restauração (HOLL *et al.*, 2000; REIS *et al.*, 2003).

No entanto, Marcuzzo *et al.*, (2013) observaram em experimento com poleiros artificiais que os resultados para abundância e mortalidade de plântulas são muito diferentes, com e sem poleiro. Isso ocorre devido à alta predação pela avifauna onívora que utiliza os poleiros e aumentam a mortalidade por predação de plântulas no local. Na Costa Rica, Shiels e Walker (2003) verificaram que, embora os poleiros incrementassem a chegada de sementes, eles não influenciavam o estabelecimento de plântulas em áreas de pastagem abandonada. Além disso, constatou-se a presença de fatores bióticos, como a dispersão de espécies exóticas e a predação de sementes e plântulas pela avifauna granívora, que influenciaram o estabelecimento de plântulas.

4.4.2. Transposição de galharia

Esta técnica consiste na confecção de leiras com galhos, troncos ou pedras, de modo a formar pequenos abrigos artificiais. Esses locais fornecem matéria orgânica para o solo e proporcionam um micro-habitat sombreado e úmido. Desta forma o ambiente resultante é propício para o desenvolvimento de fungos e plântulas, sendo também um atrativo para insetos, roedores e répteis. Nesta pilha de fragmentos também pode ocorrer rebrota de galhos, o que auxilia na recuperação do local (BECHARA, 2006).

4.4.3. Grupos de Anderson

Esta técnica de nucleação se baseia no plantio agrupado de 3 a 25, árvores com o espaçamento entre 0,5 ou 1 metro (Figura 3), conforme proposto por Anderson (1953). O objetivo é criar pequenas manchas florestais, ou seja, núcleos com alta diversidade de espécies atrativas à fauna. Normalmente, a distribuição dentro dos núcleos busca circundar as espécies secundárias tardias e clímax com pioneiras e secundárias iniciais de rápido crescimento (MARTINS, 2007).

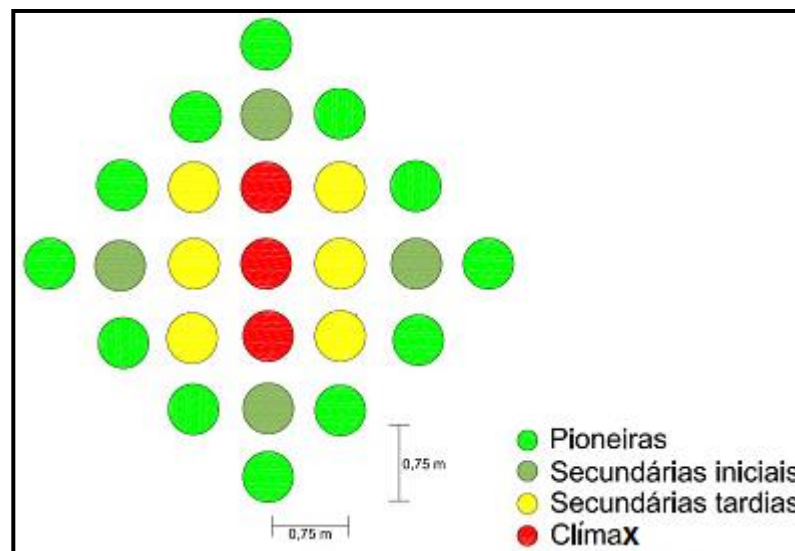


Figura 3 – Exemplo de configuração de um núcleo de Anderson com 25 indivíduos.

4.5. Enriquecimento

O enriquecimento é usado em áreas onde existe vegetação nativa que apresenta baixa diversidade florística. Consiste no incremento de espécies dos estágios finais de sucessão ou raras, que possuem maior interação com a fauna e de outras formas de vida vegetal como: lianas, herbáceas, arbustos, epífitas, entre outras. Podendo ser utilizado também para aumentar a variabilidade genética da área, por meio da introdução de indivíduos de espécies já presentes, mas produzidos a partir de sementes provenientes de outros fragmentos florestais (BARBOSA; LIEBERG, 1998; LELES *et al.*, 2000; COUTINHO *et al.*, 2002).

A necessidade de enriquecimento se justifica em áreas onde não existem fontes de sementes suficientemente próximas que possam recolonizar as áreas em

restauração, portanto, as espécies só retornarão ao ecossistema se forem plantadas (SOUZA; BATISTA, 2004).

A regeneração natural por espécies não plantadas em áreas ripárias restauradas, foram amostradas em diversos experimentos, Santos, Melo e Durigan (2007) identificaram 88 espécies, Silva (2007) 67 espécies e Costa (2008) 86 espécies; em monocultura de *Eucalyptus sp.* Sartori, Poggiani e Engel (2002) identificaram 90 espécies e Onofre, Engel e Cassola (2010) 111 espécies; Cava *et al.*, (2016) registraram 96 espécies em área restaurada por plantio de mudas e semeadura direta. Portanto, as fontes remanescentes têm sido capazes de assegurar o enriquecimento natural dos ecossistemas e tendo como vantagem que a reintrodução ocorre por genótipos localmente adaptados (DURIGAN *et al.*, 2010).

4.6. Hidrossemeadura

O plantio manual ou mecanizado em áreas com altas declividades como os taludes gerados nos empreendimentos rodoviários, áreas degradadas pela mineração, aeroportos e hidrelétricas, é um trabalho bastante perigoso, devido à falta de estabilidade do solo e para a segurança dos trabalhadores na execução do plantio e adubação (JUSTO, 1985). Para estas áreas a semeadura direta pode ser realizada por meio de hidrossemeadura (Figura 4) utilizando gramíneas e leguminosas visando um rápido recobrimento do solo (Figura 5) para conter a erosão (BASSO, 2008).

A hidrossemeadura consiste no método de recobrir, por via aquo-pastosa, uma área descoberta com uma mistura de sementes e outros materiais que induzem a fixação e crescimento das sementes, a retenção da umidade e é aplicada através de bombas de alta pressão (Figura 4) (IBAMA, 1990). No entanto, essa técnica vem sendo empregada para a contenção de taludes, sendo que para a restauração ecológica e com a utilização de espécies arbustivo-arbóreas nativas, ainda é pouco estudada.

Basso (2008) em experimento no Parque Estadual da Serra do Mar, região metropolitana de São Paulo utilizou para a restauração de estradas abandonadas e

com alto índice de compactação as seguintes espécies: *Cecropia pachystachya*, *Mimosa bimucronata*, *Peltophorum dubium*, *Schinus terebinthifolius* e *Senna multijuga*. Os resultados obtidos com a utilização da hidrossemeadura foram satisfatórios para o recobrimento da área, no entanto, concluiu que financeiramente o método é vantajoso apenas em taludes de corte e/ou aterro, devido à dificuldade de acesso que inviabilizaria a recuperação por métodos tradicionais.



Figura 4 – Aplicação de hidrossemeadura. Foto: Revest hidrossemeadura e consultoria



Figura 5 – Após Hidrossemeadura. Foto: Revest hidrossemeadura e consultoria

4.7. Plantio de mudas

Em alguns casos, ações de intervenção de maior intensidade podem ser necessárias para restaurar paisagens degradadas, como o plantio em área total utilizando-se mudas. Esta estratégia pode ter um custo elevado (FLORENTINE *et al.*, 2013), no entanto, é uma técnica utilizada comumente, principalmente em ecossistemas florestais (RODRIGUES *et al.*, 2009).

A técnica do plantio de mudas sofreu várias alterações nas últimas décadas. Atualmente se utiliza as espécies de recobrimento e o de diversidade, espécies zoocóricas para atração de fauna, espécies ameaçadas e o plantio com alta diversidade utilizando no mínimo de 80 espécies. As mudas dentro de cada grupo são plantadas o mais misturado possível, no entanto, intercalando os indivíduos de cada grupo na mesma linha de plantio de maneira em que cada espécie de diversidade seja circundada por quatro indivíduos do grupo de recobrimento e geralmente em espaçamento 3x2m, propiciando assim, uma densidade de 1.666 indivíduos por ha (RODRIGUES., 2009; RODRIGUES *et al.*, 2010).

4.8. Sementes

O sucesso da semente para a fase de plântula e etapas posteriores da vida dependem de fatores locais, ou seja, os fatores físicos e abióticos que predominam em um habitat (MATNEY; HODGES, 1991), incluindo os fatores climáticos, fisiológicos e de solo, bem como os fatores bióticos de interações com plantas associadas, animais e microorganismos (BARNES *et al.*, 1998).

A reserva energética da semente está correlacionada com seu tamanho, qualidade e concentração de reservas, eficiência na translocação, eficiência fotossintética de folhas e cotilédones e taxa de crescimento das plântulas (HENERY; WESTOBY, 2001; KITAJIMA, 2002). Para que não seja comprometida a sobrevivência da plântula, o esgotamento das reservas energéticas deve coincidir com o estágio em que elas apresentam sistema radicular e estruturas fotossintéticas bem desenvolvidas (KITAJIMA, 1992).

A qualidade e quantidade de reservas energéticas das sementes são associadas à morfologia funcional do cotilédone que afeta de forma significativa na germinação, desenvolvimento inicial da plântula e seu estabelecimento (MELO; VARELA, 2006, SORIANO *et al.*, 2013; TURCHETTO *et al.*, 2015), pois as reservas armazenadas na semente suportam o crescimento da plântula até ela se tornar autotrófica (KITAJIMA; MYERS, 2008).

A semente, devido as suas reservas nutritivas, armazenadas na forma de carboidratos, lipídios e proteínas, após dispersa se torna um indivíduo independente da planta mãe, podendo se desenvolver em outros locais. No entanto, o estabelecimento das plântulas durante o crescimento heterotrófico envolve o uso metabolicamente controlado dessas reservas até que elas estejam aptas a extrair do ambiente os recursos necessários para seu crescimento. (BUCKERIDGE *et al.*, 2004). As reservas energéticas podem influenciar no tempo de permanência das sementes no banco de sementes e na sua susceptibilidade à predação (TURCHETTO *et al.*, 2015).

Germinação de uma semente é uma sequência ordenada de eventos metabólicos que resultam na retomada de crescimento do embrião, na ruptura da cobertura da semente e na emergência da plântula (FILHO; *et al.*, 1986; COPELAND; MC DONALD, 2012), em condições favoráveis de temperatura, hidratação e oxigênio (LABOURIAU, 1983).

A germinação é dependente do tamanho da semente, devido a quantidade de reserva energética para o desenvolvimento do embrião (GREENE *et al.*, 1999) e geralmente, espécies com sementes de diâmetros maiores têm apresentado crescimento inicial superior, no entanto, menor taxa de crescimento no tempo (AIZEN; PATTERSON, 1990).

Segundo MAPA (2009) as sementes são classificadas com relação ao seu tamanho e massa (Quadro 2), como exemplo: *Schinus terebinthifolius*, (Aroeira), possui 44.000 sementes por quilo, 1.000 sementes pesam 22,73 g, sendo assim, 22,73 g é menor que 200 g, portanto, a semente de aroeira é classificada como pequena.

Tamanho da semente		
	Quantidade de semente	Peso (g)
Pequena	1000	< 200
Grande	1000	> 200

Quadro 2 - Classificação de tamanho de semente – Adaptado de (BONNER, 1984).

O tamanho e massa das sementes, em algumas situações podem influenciar na germinação e no estabelecimento das plantas em sítios degradados (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006). Ferreira *et al.*, (2009) verificaram que as espécies que apresentaram maior tamanho apresentaram emergência mais rápida e maior sobrevivência, aos 90 dias após a semeadura. De modo semelhante, Camargo, Ferraz e Imakawa, (2002) verificaram que o crescimento inicial de plântulas pode ser influenciado pelo tamanho e reserva das sementes. Os mesmos autores constataram em trabalho de semeadura direta com espécies florestais na Amazônia Central, que as sementes de *Caryocar villosum* e *Parkia multijuga* por serem grandes, apresentaram crescimento satisfatório e sobrevivência, enquanto que sementes pequenas, por possuírem poucas reservas, como as de *Cochlospermum orinocense*, *Ochroma pyramidale* e *Triplaris surinamensis*, não conseguiram se estabelecer, e nem apresentaram taxa considerável de emergência.

Doust, Erskine e Lamb, (2006) também observaram em trabalho de semeadura direta com dezesseis espécies arbóreas para restauração de florestas tropicais no Nordeste de Queensland, Austrália, que o tamanho da semente foi um dos fatores que influenciou diretamente o estabelecimento de plântulas. Constataram que as sementes maiores (>5,0 g) apresentaram maiores taxas de estabelecimento do que as sementes pequenas (0,01 g a 0,099 g) e intermediárias (0,1 a 4,99 g). Associado ao tamanho das sementes, de acordo com os autores, quando estas foram enterradas este fator também favoreceu o estabelecimento em relação à semeadura a lanço na superfície.

4.9. Temperatura

A velocidade da germinação das sementes e o crescimento inicial de plântulas está ligado de modo significativo à temperatura (BEWLEY; BLACK, 1982, 1994; COPELAND; MCDONALD, 2012) e relacionada às condições ambientais mais favoráveis a germinação, ao desenvolvimento das plântulas e seu estabelecimento (THOMPSON; GRIME; MASON, 1977). Espécies com diferentes distribuições geográfica e ecológica produzem sementes com variações quanto as necessidades térmicas para a germinação (BRANCALION; NOVEMBRE; RODRIGUES, 2010), sendo a temperatura ótima aquela em que a germinação da semente é máxima, em termos de quantidade e velocidade (MAYER; POLJAKOFF-MAYBER, 1989).

Para germinação de muitas das sementes de espécies florestais, a temperatura ótima está situada entre 15 e 30°C (TURCHETTO *et al.*, 2015), no entanto, segundo Brancalion; Novembre; Rodrigues, (2010), após analisar 272 espécies arbóreas nativas, constatou que o efeito da temperatura na germinação entre 25 °C e 30 °C representaram 90,4% das indicações de temperaturas ótimas para a germinação das sementes, sendo 25°C indicado como temperatura ótima para os biomas Mata Atlântica e Cerrado e 30°C para o bioma Amazônia. Contudo, muitas espécies requerem diariamente temperaturas flutuantes para quebra da dormência e germinação adequada da semente (COPELAND; MCDONALD, 2012).

4.10. Umidade

Com relação a hidratação da semente, a absorção de água durante a germinação normalmente ocorre em três fases: embebição, onde o revestimento da semente é penetrado e a água é absorvida pelo embrião e endosperma quando presente; ativação, onde ocorrem os processos de desenvolvimento, nesta fase a absorção de água é relativamente baixa; e crescimento, na qual a radícula se alonga e ocorre a ruptura do tegumento (FENNER; THOMPSON, 2005).

A embebição é determinada pelos seguintes fatores: a composição da semente, a permeabilidade à água do tegumento ou do fruto, a disponibilidade de água no ambiente, na forma gasosa ou líquida (MAYER; POLJAKOFF-MAYBER,

1989), a área de contato entre a semente e o substrato e a diferença relativa no potencial de água entre a água do solo e a água da semente (BRADFORD, 1995).

Existe uma correlação positiva entre o tamanho, o tempo e a quantidade de água para a embebição da semente (WILSON; WITKOWSKI, 1998; FENNER; THOMPSON, 2005). Kikuzawa e Koyama (1999) concluíram após testes com 14 espécies que as sementes menores levam vantagens na germinação, pois alcançam a absorção máxima de água em um tempo menor e são mais propensas a serem enterradas, no entanto, as sementes pequenas podem sofrer mais com a dessecação em campo (PEART, 1984).

A germinação em campo pode levar muitos dias e durante este período a semente pode encontrar uma série de períodos úmidos e secos, antes que o processo esteja completo, sofrendo assim, efeitos relacionados a ciclos de hidratação e desidratação. Vincent e Cavers (1978), concluem que em *Rumex crispus* a germinação é mais rápida quando a umidade aplicada nas sementes é contínua; segundo Hou, *et al.*, (1999) a taxa de germinação aumenta, em algumas espécies com o número de ciclos de hidratação e desidratação; Baskin e Baskin, (2004) sugerem que os efeitos de tempos anteriores de embebição são muitas vezes cumulativos; Dubrovsky (1996) se refere à semente como tendo retido uma "memória de hidratação".

Um processo de desidratação, após um período prolongado de hidratação, pode tornar a semente inviável, pois as alterações fisiológicas podem não ser mais revertidas ou suspensas. Provavelmente isso ocorra apenas após o crescimento do embrião ter começado, pois os tecidos se tornam facilmente danificados devido aos efeitos adversos da dessecação na divisão celular e ampliação (BERRIE; DRENNAN, 1971). Debaene-Gill *et al.*, (1994), concluíram que a taxa de germinação das sementes de *Lolium perenne* foi comprometida após 36 horas de hidratação e para cevada (*Hordeum vulgare*) a perda de viabilidade ocorreu, quando desidratada, após um período de hidratação de 24 horas. Castro (2013), em experimento com *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, observou que após embebição por 2, 8, 12 e aproximadamente 18 horas, seguida de desidratação por 72 horas a desidratação $\leq 20\%$ foram letais para sementes germinadas com radículas de 1mm.

Gentil e Ferreira (1999) observaram em experimento com *Eugenia stipitata* que com a redução do teor de água nas sementes nas taxas entre 58,8% e 47,1% inicia-se um processo que afeta a sua germinação e a se tornaram inviáveis com uma desidratação igual ou inferior a 25,8%. Delgado (2006) em estudos com *Eugenia uniflora* e *Eugenia pyriformis*, também observou perda da viabilidade para valores de grau de umidade \leq a 32,5% e 39,8%, respectivamente. Em contrapartida, o excesso de água no solo priva as sementes, plântulas e mudas do oxigênio necessário para a respiração e como consequência pode prejudicar no desenvolvimento e sobrevivência, bem como no sucesso da restauração (KOZLOWSKY, 2002).

4.11. Dormência

A dormência é uma capacidade da semente em retardar sua germinação até o momento em que as condições ótimas do ambiente estejam propícias ao seu desenvolvimento e sobrevivência. Dormência em sementes é o fenômeno específico e herdado geneticamente, caracterizado pela incapacidade de germinação da semente, em um período de tempo específico, mesmo sob combinações de fatores ambientais físicos presumidamente favoráveis, sendo à germinação possível somente a partir do momento em que as sementes superam essa dormência. (PARDOS, 2000; BASKIN; BASKIN, 2004; CARDOSO, 2004).

São considerados dois tipos de dormência em sementes (Quadro 3), a exógena e a endógena (NIKOLAEVA, 1969; 1977). A dormência exógena está relacionada com as propriedades físicas, químicas ou mecânicas da semente, como: limitação física para o desenvolvimento do embrião, impermeabilidade à água e ou a gases, as características estruturais do endosperma, por vezes do perisperma, tegumento ou parede do fruto que cobrem o embrião e previnem a germinação. A dormência endógena está relacionada com às propriedades fisiológicas, morfológicas ou morfofisiológicas da semente, nas quais a característica do embrião impede a germinação (NIKOLAEVA, 1977; CARDOSO, 2004; COPELAND; MCDONALD, 2012).

Classificação simplificada dos tipos de dormência		
Tipo	Causa	Quebra por:
Dormência exógena		
Física	Sementes ou frutos impermeáveis a água	Abertura da estrutura
Química	Inibidores de germinação	Lixiviação
Mecânica	Estruturas restringem o crescimento	Estratificação quente/frio
Dormência endógena		
Fisiológica	Inibição Fisiológica mecânica da germinação	Estratificação quente/frio
Morfológica	Embrião subdesenvolvido	Condições apropriadas para o crescimento e desenvolvimento do embrião
morfofisiológica	Inibição Fisiológica mecânica da germinação e embrião subdesenvolvido	Estratificação quente/frio

Quadro 3 - Classificação simplificada dos tipos de dormência (adaptada de NIKOLAEVA,1977)

Ainda segundo Nikolaeva (1977) as dormências exógena e endógena podem se apresentar de forma combinada, sendo assim, tipos e causas de dormência podem se manifestar em uma mesma semente. A combinação de dormência morfológica e fisiológica, ou seja, morfofisiológica é muito comum, raramente ocorre a combinação da dormência física e fisiológica e inexistente a combinação de dormência física e morfológica (FENNER; THOMPSON, 2005).

4.11.1. Dormência exógena ou tegumentar

Essa dormência é causada pela impermeabilidade dos tecidos da semente e ou do fruto, restringindo parcialmente ou totalmente a difusão de água para o embrião (CARDOSO, 2004). A dormência tegumentar é a mais comum das categorias de dormência, e está relacionada com a impermeabilidade do tegumento ou do pericarpo à água e ou ao oxigênio, com a presença de inibidores químicos no tegumento ou no pericarpo, tais como a cumarina ou o ácido parasórbico, ou com a resistência

mecânica do tegumento ou do pericarpo ao crescimento do embrião (FOWLER; BIANCHETTI, 2000).

Quando a dormência é causada pela impermeabilidade do tegumento à água, o método para a quebra de dormência a ser empregado deverá promover sua abertura, permitindo assim, a embebição da semente. No entanto, as vias e os mecanismos de entrada de água da semente devem ser previamente identificados, pois, o tipo e a posição da abertura podem influenciar na eficiência do método, podendo inclusive prejudicar a germinação (ZAIDAN; BARBEDO, 2004). Como exemplo, a espécie *Hymenaea courbaril* que se a escarificação é feita na região do hilo, a embebição será menor do que quando executada na lateral da semente (SANTOS, 2002). As sementes das famílias das Leguminosae, Cannaceae, Convolvulaceae, Malvaceae e Chenopodiaceae apresentam na testa camadas de um tecido chamado de osteosclereides, que são impregnadas com substâncias hidrofóbicas, que impedem a entrada de água e atrasam a germinação por vários anos (FOWLER; BIANCHETTI, 2000; CARDOSO, 2004).

A dormência tegumentar pode ser causada por impedimento à entrada de oxigênio para o embrião. Os tecidos ao redor do embrião apresentam resistência mecânica ou ser causada por interferência nas trocas gasosas, sendo os tecidos que circundam o embrião impermeáveis, limitando sua capacidade de trocas gasosas e impedindo a entrada do oxigênio, sendo estes fatores limitantes para à germinação da semente (FOWLER; BIANCHETTI, 2000).

A dormência tegumentar pode ocorrer devido ao balanço desfavorável entre promotores e inibidores químicos da germinação que são encontrados no tegumento e no embrião em sementes de muitas espécies. Estes são retidos pela semente embebida bloqueando a germinação. O tegumento parece ter efeito inibidor químico mais intenso do que mecânico, sendo necessário a lavagem das sementes para sua remoção e superação da dormência (FOWLER; BIANCHETTI, 2000).

4.11.2. Dormência endógena ou embrionária

A dormência endógena ou embrionária ocorre devido a causas que envolvem fatores fisiológicos do embrião (BORGHETTI, 2004). Apresenta metabolismo ativo

durante a embebição, no entanto, não apresenta diferenciação nem crescimento (BEWLEY, 1997). Essa categoria de dormência é mais comum nas da família das Rosaceae, podendo ocorrer devido a causas fisiológicas como a ocorrência de embrião imaturo, ou presença de mecanismo de inibição fisiológica que o impedem de se desenvolver. Como exemplo, citam-se as sementes de *Rapanea ferruginea* (capororoca) e *Ilex paraguariensis* (erva-mate) (FOWLER; BIANCHETTI, 2000).

A dormência endógena pode ocorrer devido a fatores que envolvem os cotilédones e as substâncias inibidoras da germinação, em que provavelmente, o contato dos cotilédones com o substrato úmido proporciona a distribuição do inibidor químico para o meio, inibindo toda a semente e a mantendo dormente (BEWLEY; BLACK, 1994). A maior parte das espécies que apresentam dormência induzida pelos cotilédones são de clima temperado (BORGHETTI, 2004).

4.11.3. Quebra de dormência em sementes

Como descrito anteriormente, diversas causas podem atuar gerando a dormência das sementes, sendo que para cada tipo de dormência e cada condição na qual as sementes estão inseridas haverá um ou mais métodos mais ou menos adequados e eficientes. Portanto, quando possível, deve-se identificar sua causa para a escolha do método mais apropriado. Por vezes, dependendo da espécie, não há informações para o método mais adequado para a quebra de dormência (ZAIDAN; BARBEDO, 2004). Mais frequentemente a dormência ocorre nas sementes tolerantes a dessecação, ou seja, as sementes ortodoxas, no entanto, podem ocorrer em sementes que precisam manter elevado teor de água, as chamadas sementes recalcitrantes (CASTRO; BRADFORD; HILHORST, 2004).

Em campo muitas situações se encarregam de eliminar os fatores que induzem a dormência, como a passagem pelo trato digestivo de aves ou outros animais, formação de clareiras com entrada de luz, o frio do inverno (ABDO; FABRI, 2015), atuação de fungos e bactérias presentes no solo, lavagem das sementes pela chuva, ocorrência de fogo, entre outros. No entanto, para a produção de mudas ou para a semeadura direta esse processo natural pode inviabilizar a atividade e deve-se acelerar a germinação com técnicas para a quebra de dormência (Quadro 4) (FOWLER; BIANCHETTI, 2000).

MÉTODOS PARA A SUPERAÇÃO DA DORMÊNCIA	
Dormência tegumentar ou exógena	
Escarificação ácida	As sementes são imersas em ácido sulfúrico, por um determinado tempo, que varia em função da espécie, à temperatura entre 19°C e 25°C, sendo então lavadas em água corrente e colocadas para germinar.
Imersão em água quente	A imersão em água quente constitui-se num eficiente meio para superação da dormência tegumentar das sementes de algumas espécies florestais. A água é aquecida até uma temperatura inicial, variável entre espécies, onde as sementes são imersas e permanecem por um período também variável, de acordo com cada espécie;
Imersão em água fria	Sementes de algumas espécies apresentam dificuldades para germinar, sem contudo estarem dormentes. A simples imersão das sementes em água, à temperatura ambiente (25°C) por 24 horas, elimina o problema, que normalmente é decorrente de longos períodos de armazenamento, e que causa a secagem excessiva das sementes, impedindo-as de absorver água e iniciar o processo germinativo.
Escarificação mecânica	Este método tem se mostrado bastante eficaz para a superação da dormência de algumas espécies florestais, em especial as leguminosas. O procedimento consiste, basicamente, em submeter as sementes a abrasão, através de cilindros rotativos, forrados internamente com lixa o que irá desgastar seu tegumento, proporcionando condições para que absorva água e inicie o processo germinativo; Para que se obtenham resultados positivos na utilização do processo, são necessárias algumas precauções, como o tempo de exposição das sementes à escarificação e a pureza do lote, pois sementes com impurezas comprometem a eficiência do tratamento.
Dormência embrionária ou endógena	
Estratificação a frio	As sementes de algumas espécies florestais apresentam embrião imaturo, que não germina em condições ambientais favoráveis, necessitando de estratificação para completar seu desenvolvimento. Para a estratificação, o meio em que as sementes serão colocadas deve apresentar boa retenção de umidade e ser isento de fungos. Normalmente utiliza-se areia bem lavada que apresente grãos em torno de 2,0 mm de diâmetro (média) para facilitar a posterior separação das sementes por peneiragem. O recipiente em que será colocado o meio, deve permitir boa drenagem evitando-se a acumulação de água no fundo o que causa o apodrecimento das sementes. A temperatura requerida para a estratificação a frio está entre 2°C e 4°C, que pode ser obtida em uma geladeira ou câmara fria. As sementes são colocadas entre duas camadas de areia com 5 cm de espessura. O período de estratificação varia de 15 dias para algumas espécies, até 6 meses para outras. Uma vez encerrado o período de estratificação, as sementes devem ser semeadas imediatamente, pois se forem secas poderão ser induzidas à dormência secundária.
Estratificação quente e fria	A maturação dos frutos de algumas espécies ocorre no final do verão e início do outono, com temperaturas ambientais mais baixas. A estratificação quente e fria visa reproduzir as condições ambientais ocorridas por ocasião da maturação dos frutos. O procedimento é exatamente o mesmo descrito para a estratificação a frio, alterando-se temperaturas altas (25°C por 16 horas e 15°C por 8 horas) por um período, e temperaturas baixas (2°C a 4°C) por outro período.
Dormência combinada	
Algumas espécies apresentam sementes com dormência tegumentar e embrionária. Nestes casos, submete-se a semente inicialmente ao tratamento de superação da dormência tegumentar, e a seguir, para superar a dormência embrionária. Em alguns casos, apenas a estratificação a frio é suficiente para superação de ambas.	

Quadro 4 – Métodos para superação de dormência. (Adaptada de FOWLER; BIANCHETTI, 2000).

4.12. Microsítios

O sucesso da semeadura direta depende de se criar um microsítio com condições tão favoráveis quanto possíveis para uma rápida germinação (SMITH, 1986; AERTS *et al.*, 2006; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006). O conceito de *safe site* ou microsítio, é definido como sendo o ambiente ao redor de uma semente que possua condições ambientais e ecológicas favoráveis à sua germinação e posterior emergência da plântula (HARPER *et al.*, 1961) e tem atributos que garantam microclima propício, estrutura e textura adequada do solo (FOWLER, 1988), acesso a nutrientes e umidade (UHL *et al.*, 1981), serapilheira (SCARIOT, 2000), condições de luz (URIARTE *et al.*, 2010) e ausência de competidores, predadores e patógenos (HARPER, 1977). A disponibilidade de microsítios interfere diretamente nos processos de emergência, crescimento e mortalidade das plântulas (PARCIAK, 2002).

Segundo Winsa e Bergsten (1994) é possível aumentar a confiabilidade da semeadura direta, melhorando as condições dos microsítios. Bergman e Bergsten (1984) sugerem a utilização de uma ferramenta para criar pequenos recortes em forma de pirâmides invertidas do solo, esses recortes criam microsítios que podem aumentar consideravelmente a emergência das plântulas (BERGMAN; BERGSTEN, 1984; WINSA; BERGSTEN, 1994). Esses microsítios propiciam um aumento na disponibilidade de água, diminuição da evaporação e redução na predação de sementes, resultando em um maior sucesso na germinação e estabelecimento das plântulas (HEIKKILÄ, 1977).

Bertacchi *et al.*, 2012 em estudo desenvolvido em três áreas de florestas em processo de restauração no interior do Estado de São Paulo, com idades de 10, 22, 55 anos, implantadas com alta diversidade de espécies, com 80, 140 e 71 espécies, respectivamente, observaram que com o aumento da idade da restauração, houve o aumento da cobertura do dossel, da porosidade, da umidade, da matéria orgânica e de outros nutrientes e a diminuição da compactação do solo. Conclui que com a evolução da restauração, as condições de microsítio de regeneração se assemelham gradativamente às condições presentes em ecossistemas naturais, portanto, podendo propiciar o favorecimento ao recrutamento de espécies nativas.

4.13. Semeadura direta

A semeadura direta consiste no plantio de uma grande quantidade de sementes, diretamente no solo, onde germinam, se estabelecem e crescem no local a ser restaurado. Podem ser semeadas áreas manualmente em covas, a lanço ou com o auxílio de máquinas em área extensas (Figura 6) (CAMPOS-FILHO *et al.*, 2013) e com um menor custo de implantação (ISERNHAGEN, 2010) em comparação com o plantio de mudas (ENGEL, PARROTTA, 2001; CAMARGO, FERRAZ e IMAKAWA, 2002).



Figura 6 – Plantio mecanizado de sementes desenvolvido pela Campanha Y Ikatu Xingu, para recuperação florestal nas nascentes e matas ciliares do Rio Xingu, MT, 2009 – Foto – Luciano L. Eichholz – ISA

A semeadura direta tem como objetivo a reintrodução ou o aumento de algumas espécies que tiveram suas populações suprimidas ou reduzidas devido aos processos de degradação (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000), podendo também ser utilizada para o enriquecimento de áreas restauradas e de fragmentos degradados (CAMARGO, FERRAZ e IMAKAWA, 2002; ISERNHAGEN, 2010). É uma alternativa que pode possibilitar a aceleração do processo de recolonização e sucessão (SANTOS JÚNIOR, 2000; CAMARGO, FERRAZ e IMAKAWA, 2002; ARAKI, 2005; AQUINO, 2006; ISERNHAGEN, 2010).

Em um ambiente natural a colonização da vegetação ocorre espontaneamente devido à existência do banco de sementes do solo, sendo esse mecanismo fundamental para o equilíbrio dinâmico das florestas (SCHMITZ, 1992). Sendo assim, a principal forma de regeneração de clareiras ou expansão dos remanescentes, ocorre através da sementeira natural, que em condições ambientais favoráveis proporcionam a germinação das sementes existente no solo, ou seja, do banco de sementes e através da dispersão de sementes provenientes de fragmentos próximos o que acarreta na regeneração natural do ambiente. Tanto a regeneração natural, quanto a sementeira direta envolvem vários estágios do ciclo de vida das plantas, sendo que a mortalidade mais elevada ocorre nas fases iniciais da plântula, sendo assim, o estabelecimento de plântulas é fundamental para a formação de comunidades vegetais (SILVERTOWN *et al.*, 1993; GRIME, 2001).

O estabelecimento de espécies nos ecossistemas em restauração depende da transposição de filtros abióticos e bióticos e da existência ou não de barreiras que impeçam a regeneração natural (HOBBS; NORTON, 2004). Os filtros ou barreiras, como a falta de agentes dispersores ou fonte de propágulos próximos podem ser transpostos pela sementeira direta que propicia essa dinâmica artificialmente simulando a chuva de sementes. No entanto, essas barreiras ou filtros não serão eliminados pelo simples fato da sementeira direta e sim após a formação de uma comunidade vegetal e a chegada de agentes dispersores.

4.13.1. Desvantagens das plantas de viveiros

Plantas produzidas em viveiro utilizam sacos plásticos ou tubetes. Mudanças em sacos plásticos podem apresentar como desvantagens o espiralamento do sistema radicular, se a produção for malconduzida, o que notadamente provoca um alto índice de mortalidade após o plantio; o substrato utilizado é muito pesado e com grande volume, dificultando as operações de viveiro, transporte para o campo e distribuição no plantio e a uniformidade na padronização das mudas muitas vezes não é atendida (CAMPINHOS; IKEMORI, 1983).

As lesões mecânicas e os danos causados pela dessecação, que frequentemente ocorrem nas mudas produzidas em viveiro, também podem ser evitados com a utilização da sementeira direta (CAMARGO, FERRAZ e IMAKAWA,

2002), bem como os problemas de aclimação e rustificação podem ser reduzidos (BARBOSA *et al.*, 1992).

As plantas cultivadas por meio da semeadura direta são muitas vezes menos propensas ao risco de deformação da raiz e do caule, bem como problemas de estabilidade das mudas em campo (LONG, 1978; HULTÉN, 1982) em comparação com as plantas desenvolvidas em viveiro (WENNSTRÖM; BERGSTEN; NILSSON, 1999).

4.13.2. Desvantagens da Semeadura Direta

Alguns fatores são apontados na literatura como desvantagem para a recuperação do ecossistema através da técnica de semeadura direta, sendo: a baixa germinação das sementes em campo (Tabela 1) (BRANDO; DURIGAN 2001, MARTINS 2009, MARIANO, 2012; LIMA; DURIGAN; SOUZA, 2014, CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2015, PALMA; LAURANCE 2015), o crescimento lento (SILVEIRA; MELO; CONTIÉRI, 2013), a sobrevivência das plântulas (FERREIRA *et al.*, 2009; SANTOS *et al.*, 2012), a predação ou remoção de sementes (FERREIRA; BRUNA; VASCONCELOS, 2011, SALAZAR *et al.*, 2012), a baixa disponibilidade de sementes, seja em quantidade, quanto em diversidade de espécies (OLIVEIRA; SANTOS, 2006 *apud* OLIVEIRA, 2011, SAMPAIO *et al.*, 2015).

Tabela 1 – Taxas de germinação de espécies nativas germinadas em campo com taxas de germinação inferiores a 30% por meio da sementeira direta.

Espécie	Família	Taxa de Germinação em %	Taxa de sobrevivência em %						Autor		
			DIAS								
			90	120 a 150	195	231	360	480	720		
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth	Fabaceae	0,7						0,0		Silva 2015	
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	0,9			25,1	4,0				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	1,4			70,0	15,6				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Anacardiaceae	1,4			43,6	19,7				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Fabaceae	1,5	22,2							Santos et al 2012	
<i>Peltogyne confertiflora</i> (Mart. ex Hayne) Benth.	Fabaceae	2,5			25,0	24,0				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	Malvaceae	2,5					100			Aquino 2006	
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	3,2			50,3	20,3				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	7,5					66,7			Aquino 2006	
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Boraginaceae	7,5					100			Aquino 2006	
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae	8,3			55,3	11,2				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Asteraceae	8,3					100			Aquino 2006	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	11,4			76,5	64,8				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Anacardium humile</i> A. St.-Hil.	Anacardiaceae	13,0			60,8	55,6				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	15,1					75,0			Silva 2015	
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	16,5	9,5							Santos et al 2012	
<i>Caesalpinia leiostachya</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	18,5	81,0							Ferreira et al 2009	
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Myrtaceae	18,8					46,7			Aquino 2006	
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	19,5	4,5							Santos et al 2012	
<i>Sterculia chicha</i> A. St.-Hil.	Malvaceae	21,0			61,8	47,7				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	24,6			78,6	64,2				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC	Fabaceae	25,0	71,0							Santos et al 2012	
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Calophyllaceae	25,8					17,6	11,2		Cole et al 2011	
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	27,6					75,2			Silva 2015	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	28,7					32,9			Silva 2015	
Zucc.	Calophyllaceae	28,8					63,9			Silva 2015	
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	29,0			88,0	85,2				Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	29,0	65,0	65,0						Ferreira et al 2009	

Martins (2009) em um experimento em área de Cerrado, utilizando a sementeira direta de 10 espécies de rápido crescimento, em duas fazendas no município de Borebi, São Paulo, semeou 6750 sementes de dez espécies em área abandonada e anteriormente manejadas com as culturas de *Eucalyptus sp* e *Pinus sp*. O experimento não foi bem-sucedido e o plantio falhou quase que completamente nas duas áreas. Apenas duas espécies germinaram e sobreviveram em uma das fazendas, sendo seis indivíduos da espécie *Schizolobium parahyba* e duas de

Peltophorum dubium. Segundo a autora, os resultados negativos do experimento podem ter ocorrido devido a época de semeadura, que se deu em período seco. Solo arenoso, que propicia rápida drenagem de água, alta temperatura do solo, devido a exposição solar e a predação de sementes, por formigas, foram outros fatores que influenciaram nos resultados.

Em outro estudo, Mariano (2012) em experimento com semeadura direta e a utilização de 21 espécies, obteve o resultado satisfatório de germinação e sobrevivência, de somente 43% das espécies, ou seja, nove espécies.

A quantidade de sementes utilizadas em semeadura, em condições ideais, ou seja, em condições ambientais controladas de umidade, temperatura, luz, entre outros, pode ser calculada de acordo com a densidade esperada por hectare⁻¹ sobre a taxa de germinação em porcentagem da espécie e o valor multiplicado por 100 (Figura 7). Como exemplo: uma espécie que apresenta uma taxa de germinação de 82% em laboratório e tendo como objetivo a obtenção de 122 indivíduos de densidade, dividimos a densidade esperada pela taxa de germinação, e, multiplicamos por 100, portanto serão necessárias 149 sementes.

$$\left(n = \frac{\text{densidade esperada}}{\text{taxa de germinação em \%}} * 100 \right)$$

Figura 7 – Fórmula para cálculo de quantidade de sementes e densidade esperada.

Os resultados encontrados em trabalhos com semeadura direta, com relação a densidade esperada, não resultam na relação de 1 semente para 1 plântula, ou seja, uma semente plantada para uma plântula estabelecida (SOARES; RODRIGUES, 2008; MARTINS, 2009; ISERNHAGEN, 2010; AGUIRRE, 2012). Levando em consideração que as condições ambientais encontradas em campo para a semeadura direta podem não ser ideais e que não podem ser completamente controladas, pois cada espécie pode responder de forma diferente às condições da área de plantio e que não existem dados sólidos sobre taxas de germinação de espécies arbóreas na semeadura direta (ISERNHAGEN, 2010), o cálculo de

densidade esperada pode não responder as necessidades em campo para a semeadura direta.

Portanto, devido a essas incertezas, a estimativa de sementes necessárias para a obtenção da densidade esperada em campo, não poderá se pautar somente a fórmula apresentada (Figura 7). Isernhagen (2010) verificou que o lote de sementes de *Enterolobium contortisiliquum* teve uma taxa de germinação em laboratório de 93 a 95%. Para a densidade esperada em condições ideais, seriam necessárias 43 sementes em cada um dos três tratamentos, no entanto, este valor foi multiplicado arbitrariamente por 15, 30 e 60 vezes para os experimentos. Os resultados da germinação em campo para os diferentes tratamentos foram de 22,50%, 22,27% e 23,63% respectivamente, portanto, 76% menor que a taxa de germinação em laboratório. Para *Croton urucurana* e *Cytherexylum myrianthum* houve diminuições da ordem de 99% quando comparado aos resultados de germinação em laboratório.

A determinação da densidade de plântulas, após a semeadura, pode definir se as densidades esperadas foram alcançadas, podendo, se necessário complementar a densidade com nova semeadura em um curto período de tempo (ISERNHAGEN, 2010). Aguirre (2012) em experimento com semeadura direta observou um período crítico para o estabelecimento de plântulas que se deu no período de 90 dias da semeadura, tendo um decréscimo na emergência de plântulas, após este período. Esse período crítico também foi observado por Meneghello e Mattei (2004) que ficou evidente nos primeiros 30 dias, após a semeadura. Segundo Isernhagen (2010) a densidade de plântulas emergentes entre 30 e 120 dias, após a semeadura, havia alcançado valores próximos aos obtidos no final dos 34 meses.

A dominância de algumas espécies na semeadura direta é observada no estudo de Cava *et al.*, 2016 que em experimento com semeadura direta de 17 espécies arbóreas nativas no estado do Mato Grosso, observou que a utilização da técnica resultou na alta dominância de *Mabea fistulifera*, com uma densidade de mais de 80% da densidade total da comunidade e a forte dominância desta espécie resultou em baixos valores de riqueza, portanto, uma comunidade com baixa diversidade. Os resultados encontrados por Cava *et al.*, 2016, corroboram os resultados registrados em outros estudos (ENGEL; PARROTTA, 2001, CAMARGO, FERRAZ e IMAKAWA, 2002, PIETRO-SOUZA; SILVA, 2014).

4.13.3. Protetores Físicos

Para o favorecimento da germinação em campo alguns autores utilizaram protetores físicos, sendo esses confeccionados com copo plástico descartável sem o fundo (Figura 8). Em seus experimentos em campo, Serpa (1999) em experimento utilizando a semeadura direta e a utilização de protetores físicos como técnica para o plantio de espécies com interesse econômico, obteve bons resultados com *Pinus taeda* L. Concluiu que a utilização de protetores resultou no aumento da temperatura e umidade do ar interior favorecendo a germinação das sementes.

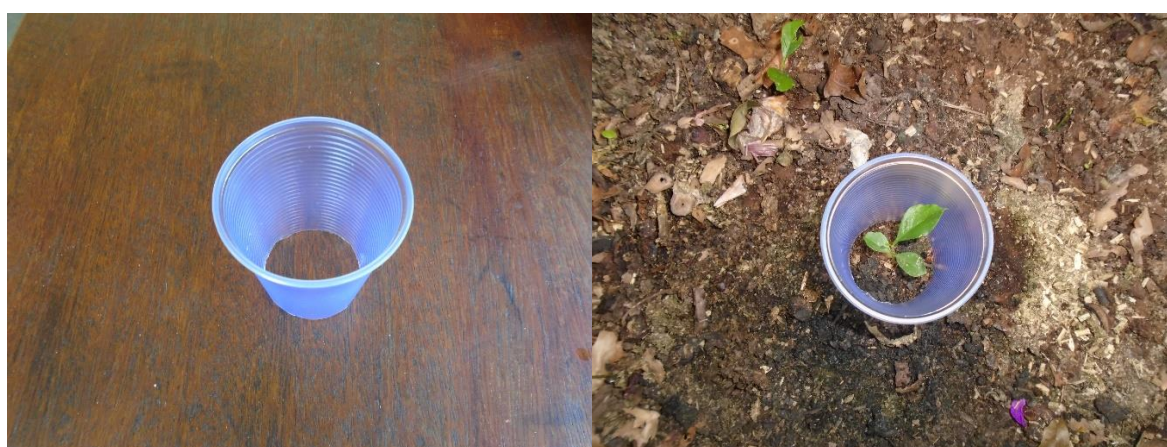


Figura 8 – Protetor físico com copo descartável.

Em outro estudo, Mattei e Avila (2002) em experimento com protetores físicos semeando canafístula (*Peltophorum dubium*), concluem que a espécie pode ser utilizada como forma de enriquecer áreas de capoeira. Obteve uma taxa de sobrevivência de 80%, após 9 meses da semeadura.

Santos *et al.*, (2012) em experimento com o objetivo de avaliar o estabelecimento de espécies florestais nativas em uma área com pastagem e outra com agricultura no Município de São Cristóvão, Sergipe, concluem que a utilização de protetor físico foi eficaz no estabelecimento e desenvolvimento inicial das espécies *Erythrina velutina*, *Bowdichia virgilioides*, *Guazuma ulmifolia*, *Lonchocarpus sericeus* e *Sapindus saponaria*. Obtiveram os melhores resultados na emergência de plântulas e no estabelecimento inicial em campo com as espécies que possuíam sementes maiores e com maior massa específica. Observaram também, que as diferentes condições de sítios influenciaram na emergência de plântulas e na sobrevivência das espécies implantadas por semeadura direta.

4.13.4. Semeadura direta de outras formas de vida vegetal

A utilização de outras formas de vida vegetal como as lianas, plantas herbáceas, arbustos e epífitas é de suma importância para a restauração. Pilon *et al.*, (2017) em estudo de caracterização florística e do espectro biológico das fisionomias em um remanescente de vegetação de Cerrado no Horto Florestal de Botucatu, SP, constataram que de 210 espécies encontradas, (61%) foram de herbáceas, (17%) de arbustos e (17%) subarbustos, sendo as espécies arbóreas representam apenas 6% da riqueza da flora local de estudo.

A semeadura direta pode aumentar a diversidade de espécies não arbóreas nos projetos de restauração ecológica, Dodd e Power (2007) em um experimento de semeadura direta utilizando espécies arbustivas em pastos na Nova Zelândia, obtiveram taxas expressivas de populações estabelecidas em campo para as espécies arbustivas *Hebe stricta* e *Coprosma robusta*, alcançando respectivamente 18.000 a 50.000 e 600 a 12.000 indivíduos estabelecidos por ha. Le Bourlegat (2009) em experimento com três espécies de lianas em semeadura direta, obteve os seguintes resultados: *Peltastes peltatus* não apresentou emergência de plântulas nas condições de campo, as outras duas apresentaram porcentagens de emergência de 12 % para *Bauhinia* sp e 60 % para *Macfadyena unguis-cati*, concluindo que estas duas espécies possuem potencial para a semeadura direta.

A utilização da adubação verde consiste no plantio de espécies leguminosas (Quadro 5), consorciada com o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas ou em conjunto com a semeadura direta, pode ser uma alternativa para reduzir o controle de espécies competidoras (ISERNHAGEN, 2010; BELTRAME, 2013). Podendo ainda, fornecer nitrogênio (N), sombreamento rápido para as mudas, proteção contra erosão hídrica (RODRIGUES *et al.*, 2009), produção de biomassa para formação da cobertura morta (MAY; TROVATTO, 2008, RODRIGUES *et al.*, 2009), ciclagem de nutrientes (BALBINOT *et al.*, 2010), intensificação da atividade biológica do solo, aumento da capacidade de armazenamento de água no solo, descompactação, estruturação e aeração do solo, diminuição de amplitude da variação térmica, fornecimento de nitrogênio e recuperação de solos de baixa fertilidade (PINTO; CRESTANA, 1998; RAGOZO, 2006).

Vale salientar, que a indicação de quantidade para sementeira - Kg/ha (Quadro 5) se refere a plantio em área total, portanto, para que não ocorra competição interespecífica, bem como a necessidade de desbaste devido à alta densidade, portanto, o quantitativo – Kg/ha deve ser reduzido.

Nome Popular	Nome Científico	Porte (m)	Hábito de crescimento	Sementeira Kg/ha
Crotalária	<i>Crotalaria juncea</i>	2 a 3	Arbustivo	25
Crotalária	<i>Crotalaria ochroleuca</i>	1,5 a 2	Arbustivo	10
Crotalária	<i>Crotalaria spectabilis</i>	1 a 1,5	Arbustivo	12
Crotalária	<i>Crotalaria breviflora</i>	0,8 a 1	Arbustivo	12
Feijão guandú (anão)	<i>Cajans cajan</i>	1 a 1,5	Arbustivo	35
Feijão guandú	<i>Cajans cajan</i>	2 a 3	Arbustivo	50
Feijão-de-porco	<i>Canavalia ensiformes</i>	0,8 a 1	Rasteiro	100
Lab-Lab	<i>Dolichos lablab cv. Rongai</i>	0,5 a 1	Trepador	50
Mucuna- cinza	<i>Mucuna cinerea</i>	0,5 a 1	Trepador	70
Mucuna-preta	<i>Mucuna aterrima</i>	0,5 a 1	Trepador	60
Tremoço Branco	<i>Lupinus albus</i>	0,8 a 1,2	Arbustivo	50

Quadro 5 - Espécies utilizadas como adubação verde na restauração ecológica, podendo ser utilizadas em consórcio com plantio de árvores ou na sementeira direta – Dados extraídos de sementes Pirai - <http://www.pirai.com.br>.

Beltrame e Rodrigues, (2007) em experimento com o uso de *Cajanus cajan* em covas entre a linha de plantio de espécies arbóreas com espaçamento 2 metros entre plantas, obteve resultados significativamente maior, com relação a área basal, no tratamento onde possuía um indivíduo de *Cajanus cajan* entre dois indivíduos arbóreos plantados, quando comparado com os tratamentos.

Dias, Alves e Dias (2004) e Souza et al. (2006) concluíram em experimentos que a distância mínima que a *Urochloa decumbens* Stapf. deve estar das mudas de *Coffea arabica* L. é de 1 m. Toledo et al. (2000) constataram que, para mudas de eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), a *Urochloa decumbens* Stapf. deve estar a pelo menos 1 m de distância para que não ocorra interferência no desenvolvimento das mudas. Observaram que nesta configuração as plantas *Eucalyptus* spp. se mostraram superiores em diâmetro, altura e velocidade de crescimento absoluto.

Portanto, conforme os resultados de Toledo *et al.*, (2000), Dias, Alves e Dias (2004), Souza *et al.*, (2006) e Beltrame e Rodrigues, (2007) a distância de 1 m se mostra como um valor para que não ocorra a competição interespecífica entre os indivíduos arbóreos e as espécies de adubação verde ou espécies competidoras.

4.13.5. Desenvolvimento de plantas

Soares e Rodrigues (2008) em experimento no município de Morro Agudo, Estado de São Paulo, utilizando a Semeadura direta de oito espécies de fabaceae inoculadas com rizóbio observaram aos 13 meses após a semeadura que a *Senegalia polyphylla* apresentou rápido desenvolvimento, atingindo 3 m de altura, seguida por *Enterolobium contortisiliquum* e *Mimosa bimucronata*, que ultrapassaram 1,5 m de altura. *Parapiptadenia rigida* e *Poecilanthe parviflora* apresentaram crescimento moderado com 1 m de altura, enquanto que para *Bowdichia virgilioides*, *Ormosia arborea* e *Erythrina speciosa*, o crescimento foi bastante lento com <0,5 m de altura. Concluíram ainda, que a inoculação com rizóbio não influenciou significativamente o estabelecimento e o crescimento inicial das plantas, bem como observaram a baixa germinação das espécies com sementes menores (SOARES; RODRIGUES 2008).

Isernhagen (2010) em experimento no município de Araras, estado de São Paulo, testou o uso da semeadura direta em larga escala, em duas áreas ripárias, com baixa resiliência e abandonadas após uso agrícola. O experimento utilizou 16 espécies arbóreas nativas de rápido crescimento e boa cobertura de copa tendo o propósito de um rápido recobrimento. Para todos os lotes de sementes foram realizados testes de germinação em laboratório, no entanto, verificou que as taxas de emergência em campo foram cerca de 70 a 90% menores que as obtidas em laboratório. Mesmo com essas taxas menores de germinação, registrou-se densidades de indivíduos elevadas e diretamente relacionadas às diferentes densidades de sementes utilizadas, alcançando-se projeções de 1.215 a 13.002 indivíduos por ha.

Ainda segundo o autor aos 30 e 120 dias, após a semeadura, a densidade de indivíduos, apresentavam valores próximos aos encontrados no final dos 34 meses. E aos 34 meses, após a semeadura, registrou indivíduos com até 8,0m de altura, um

percentual de 29,05% de indivíduos com a altura entre a faixa dos 3,01m a 4,0m, e mais de 70% das áreas semeadas apresentaram cobertura de copa acima de 101%.

Engel e Parrota, (2001), concluíram em experimento com semeadura direta no interior do Estado de São Paulo, que a técnica pode ser utilizada com sucesso na restauração de áreas. Obtiveram taxas significativas de germinação e sobrevivência, bem como o crescimento rápido das espécies *Enterolobium contortisiliquum* e *Schizolobium parahyba* durante os dois anos, após a semeadura, e que houve facilitação da regeneração de espécies nativas, proveniente dos fragmentos próximos.

Camargo, Ferraz e Imakawa (2002) em estudo com semeadura direta para restauração de áreas degradadas na Amazônia Central concluem e recomendam as espécies *Caryocar villosum* e *Parkia multijuga* para essa técnica. Observaram que as espécies com sementes maiores, tiveram maior chance de se estabelecer na semeadura direta e que o estabelecimento de germinação e das plântulas parece ser reduzido pela predação, herbivoria e presença de agentes patogênicos, sugerindo que, o sucesso da semeadura direta depende, em grande parte, da fauna presente na área a ser reabilitada. Vale salientar que sementes maiores podem ter maior quantidade de compostos secundários, o que pode inibir a predação (HEWITT, 1998).

Barbosa (2008) em experimento de recuperação de áreas do Cerrado degradadas por mineração de cascalho em Brasília, Distrito Federal, utilizou a semeadura direta com a utilização de protetores físicos das espécies *Eriotheca pubescens*, *Eriotheca candolleana* e *Myracrodruon urundeuva*. Verificou em campo que para as três espécies estudadas, a semeadura direta com protetores físicos, apresentaram médias de 79,4%, 40%, 57,5% de germinação e de 35,6%, 6,9%, 18,75% de sobrevivência aos 171 dias, portanto, estatisticamente superiores às das sementes sem protetores que apresentaram 59,4%, 10,6%, 3,5% de germinação e 10%, 0%, 0,6% de sobrevivência. Conclui que para a semeadura direta só não é recomendado a espécie *Eriotheca candolleana*, devido ao baixo índice de germinação e sobrevivência no campo.

Em experimento no município de Oriximiná, Pará, Mariano (2012) testou a semeadura direta através das técnicas de semeadura a lanço e em covas. Foram

testados três ambientes com fechamento do dossel de 32%, 51% e a pleno sol. Foram estudadas 21 espécies, no entanto, apenas nove apresentaram resultados satisfatórios de emergência e sobrevivência. Os resultados com a técnica de semeadura em covas foram superiores à semeadura a lanço e o ambiente de plantio exerceu influência de maneira diferenciada para cada espécie. Apresentaram melhores resultados para a semeadura em covas as espécies *Aniba burchellii*, *Clitoria fairchildiana* e *Dipteryx odorata*, independente do fechamento de dossel. A espécie *Pachira aquatica* apresentou resultados satisfatórios nos ambientes de 32% de cobertura de dossel e a de pleno sol. E as espécies *Spondias lutea*, *Ormosia holerythra*, *Enterolobium schomburgkii*, *Parkia ulei* e *Enterolobium maximum* apresentaram seus melhores resultados no ambiente de pleno sol.

Aguirre (2012) em experimento para avaliar a eficiência da semeadura direta para a colonização inicial de área de pastagem com baixa resiliência no município de Piracaia, São Paulo, analisou, se a pré-embrição e a incorporação ou cobertura das sementes aumentam a porcentagem de emergência e estabelecimento das espécies. Das 11 espécies florestais testadas, somente oito apresentaram emergência de plântulas aos 45 e aos 180 dias depois da semeadura em campo. Sendo que as espécies *Myrsine umbellata*, *Myrsine ferruginea* e *Anadenanthera colubrina* não germinaram, tanto em laboratório quanto em campo. Aos 180 dias os percentuais de plântulas estabelecidas em campo foram de 0,9% para *Seguiera langsdorffii*, 1,1% para *Prunus myrtifolia* e 1,1% para *Cedrela fissilis* apresentando resultados insatisfatórios com menos que seis plântulas estabelecidas. Somente cinco espécies apresentaram resultados satisfatórios, 18,2% para *Bauhinia forficata*, 30,1% para *Croton floribundus*, 26,7% para *Solanum lycocarpum*, 12,7% para *Erythrina mulungu* e 12,8% para *Ceiba speciosa*, com respectivamente 96, 159, 141, 67 e 68 indivíduos estabelecidos.

Ainda segundo o autor não houve diferença significativa entre os tratamentos, em relação às médias dos tratamentos das sementes hidratadas e as não hidratadas. Quanto à comparação entre os tipos de cobertura, o tratamento das sementes não hidratadas e incorporadas a terra foi o que obteve o melhor estabelecimento, apresentando 3817 indivíduos/ha. Observou ainda, que após três meses da implantação da semeadura direta e com uma manutenção na área, ocorreu a chegada

de novas espécies como regenerantes naturais, concluindo que o controle das espécies competidoras e o revolvimento do solo criaram condições para que essas espécies pudessem se estabelecer.

Campos-Filho *et al.*, (2013), em experimento com semeadura direta e plantio de mudas no Xingu obtiveram o resultado de 89 espécies de espécies estabelecidas pela semeadura direta e 47 espécies estabelecida pela plantação de árvores no Xingu, portanto, a riqueza se apresentou maior para a semeadura direta.

5. DISCUSSÃO

A taxa de germinação em campo vem sendo apontado com um dos principais obstáculos na restauração ecológica quando se utiliza a semeadura direta. Isernhagen (2010) observou que a taxa de germinação em campo é de aproximadamente 75 % menor, chegando a ser de 99% para algumas espécies, em comparação com os resultados de germinação em laboratório. As taxas de germinação em campo, realmente se mostram baixas para algumas espécies como as fabáceas *Dimorphandra mollis*, *Plathymenia reticulata* que obtiveram taxas de 0,7 e 0,9 % respectivamente (PIETRO-SOUZA; SILVA 2014; SILVA 2015).

Várias espécies apresentam taxas de germinação inferiores a 30% em campo (Tabela 1) (AQUINO, 2006; SANTOS *et al.*, 2012; FERREIRA *et al.*, 2009; COLE *et al.*, 2011; PIETRO-SOUZA; SILVA, 2014; SILVA, 2015). Ferreira *et al.*, (2009) utilizando a semeadura direta de 122 sementes de *Anacardium humile*, obteve uma taxa de germinação média em campo de 13%, no entanto, uma taxa de sobrevivência de 55,6 % aos 230 dias, sendo assim, obteve a germinação de 15,86 plântulas e uma densidade final de 8,81 indivíduos da espécie.

No entanto, algumas espécies apresentam taxas significantes de germinação em campo, Mariano (2012) obteve com as espécies *Dipteryx odorata* e *Pachira aquatica* as taxas de germinação média em campo de 86,3 e 82,8 respectivamente, Ferreira *et al.*, (2009) obteve para *Enterolobium contortisiliquum* a taxa de 80,9%.

Para apresentar melhor os resultados referentes as porcentagens de germinação das espécies observadas com bons resultados, foi elaborada a (Tabela 2).

Tabela 2 – Taxa de germinação de espécies nativas germinadas em campo, através da semeadura direta com germinação superior a 50% e suas respectivas taxas de sobrevivência.

Espécie	Família	Taxa de Germinação em %	Taxa de sobrevivência em %							Autor	
			DIAS								
			90	120 a 150	195	231	360	480	720		
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Fabaceae	86,3		84,5						Mariano 2012	
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Malvaceae	82,8		61,7						Mariano 2012	
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Fabaceae	81,5	70,4							Santos et al 2012	
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	80,9	100,0							Ferreira et al 2009	
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Fabaceae	80,5		83,3						Mariano 2012	
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae	75,2					90,4			Silva 2015	
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Sapindaceae	70,6					91,7			Silva 2015	
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	69,0	93,0							Ferreira et al 2009	
<i>Aniba burchellii</i> Kosterm.	Lauraceae	61,9		78,3						Mariano 2012	
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	61,3					85,5			Silva 2015	
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Solanaceae	59,3					43,8			Silva 2015	
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae	54,0	63,3							Santos et al 2012	
<i>Parkia ulei</i> (Harms) Kuhl.	Fabaceae	52,3		71,4						Mariano 2012	
<i>Cassia grandis</i> L. f	Fabaceae	51,0	96,5							Ferreira et al 2009	
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Myrtaceae	50,0					99,3			Silva 2015	

Considerando que as condições ambientais encontradas na área em restauração podem não ser ideais pois dependem de fatores intrínsecos como temperatura (BEWLEY; BLACK, 1982, 1994; COPELAND; MCDONALD, 2012), umidade (KOZLOWSKY, 2002), dormência (COPELAND; MCDONALD, 2012) e microclimas (SMITH, 1986; AERTS *et al.*, 2006; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006), bem como não podem ser completamente controladas, cada espécie pode responder de forma diferente às condições da área de plantio (LE BOURLEGAT, 2009; ISERNHAGEN, 2010; SANTOS *et al.*, 2012; BERTACCHI *et al.*, 2012), principalmente no que se refere especificamente sobre sua taxa de germinação na semeadura direta (ISERNHAGEN, 2010).

Experimentos distintos com uma mesma espécie demonstram que existem variações quanto aos resultados de germinação em campo (Tabela 3). Para a *Enterolobium contortisiliquum* foram obtidos os valores de germinação em campo de 29, no bioma Cerrado (FERREIRA *et al.*, 2009) e 80,9% no bioma Mata Atlântica

(PIETRO-SOUZA; SILVA 2014). Portanto, uma mesma espécie pode apresentar diferenças significativas em ambientes e sítios distintos com relação a sua germinação, no entanto, se deve levar em consideração a qualidade das sementes, a metodologia utilizada para a quebra de dormência e os protocolos de beneficiamento e conservação das sementes. Uma prática que pode ser utilizada para a restauração, através da semeadura direta, é a aquisição de sementes de vários fornecedores ou a coleta de matrizes distintas, pois além de garantir a variabilidade genética da espécie, pode se garantir uma germinação mais homogênea.

Tabela 3 – Taxas de germinação entre mesmas espécies.

<i>Espécie</i>	Família	Bioma da pesquisa	Taxa de Germinação em %	Autor
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	Cerrado	28,7	Silva 2015
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	Cerrado	11,4	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	Cerrado	1,4	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth	Fabaceae	Cerrado	0,7	Silva 2015
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	Cerrado	24,6	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	Cerrado	15,1	Silva 2015
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) <i>Morong</i>	Fabaceae	Mata Atlântica	80,9	Ferreira et al 2009
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) <i>Morong</i>	Fabaceae	Cerrado	29,0	Pietro-Souza; Silva 2014

O conhecimento das taxas de germinação de sementes em campo se mostra como um ponto importante para o restaurador no momento da tomada de decisão, principalmente no que se refere a densidade esperada no final do projeto, quantidade de sementes e investimento necessário. No entanto, a densidade de indivíduos final, ou seja, a taxa de indivíduos sobreviventes no final de um projeto é o objetivo esperado.

Portanto, para se obter uma densidade final maior, os cálculos de densidade esperada devem levar em consideração não somente a taxa de germinação em laboratório, mais, quando possível, as taxas de germinação em campo, bem como a taxa de densidade final. No entanto, esses dados são escassos e não atendendo a

um grande número de espécies. No anexo 3, a Anexo 3 - Tabela 6 apresenta as taxas de germinação em campo, taxa de sobrevivência das espécies que foram estudadas neste trabalho, além dos biomas onde ocorreram os experimentos, tipo de vegetação e domínio fitogeográficos das espécies.

Segundo Almeida *et al.*, (1998) a espécie *Anacardium humile*, espécie nativa do cerrado, conhecido popularmente como cajuí, cajuzinho-do-cerrado ou cajuzinho-do-campo (Rede de Sementes do Cerrado 2017), apresentam baixa capacidade de produção de frutos e sementes em condições naturais. A germinação em condições de laboratório é de aproximadamente 60% (MELO *et al.*, 1998), este valor foi corroborado por Carvalho, Santana e Ranal, (2005) onde encontrou valores próximos nas condições de laboratório. A taxa de germinação em campo para *Anacardium humile* de 13%, encontrada por Ferreira *et al.*, (2009) é significativa com relação importância da espécie para a diversidade da restauração (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007).

Portanto, algumas espécies podem apresentar baixas taxas de germinação em campo, no entanto, podem apresentar taxa de sobrevivência significativas (Tabela 1), devem ser incluídas nos projetos de restauração ecológica, pois propiciam a conservação da espécie como no caso da *Anacardium humile*, que conforme Almeida *et al.*, (1998) apresentam baixa capacidade de produção de frutos e sementes em condições naturais, conforme mencionado anteriormente, além de garantir uma diversidade maior para a restauração.

A sobrevivência das espécies depende de seu desenvolvimento em campo, para que a perpetuação das espécies nas áreas restauradas sustentem a sucessão florestal (PICKETT; COLLINS; ARMESTO, 1987; PALMER; AMBROSE; POFF, 1997; PARKER; PICKETT, 1999, CHOI, 2004; ARONSON; VAN ANDEL, 2005), garantam a reabilitação de uma comunidade funcional (KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003; ENGEL; PARROTA, 2003; ARONSON; VAN ANDEL, 2005) e permitam o desenvolvimento com alta diversidade florística (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007). Portanto, os resultados de seu desenvolvimento devem ser mensurados, principalmente o desenvolvimento em altura e cobertura de copa.

A cobertura de dossel, na região sudeste do Brasil, começa a fechar entre 2 e 3 anos em restaurações utilizando o plantio de árvores (BRANCALION; NOVEMBRE; RODRIGUES, 2010). Engel e Parrota (2001), obtiveram taxas adequadas de germinação e sobrevivência em campo, bem como o crescimento rápido das espécies *Enterolobium contortisiliquum* e *Schizolobium Parahyba* durante os dois anos, após a semeadura direta.

Os resultados alcançados nos experimentos supramencionados, apontam para um resultado satisfatório da restauração ecológica, pois com o aumento da idade da restauração, ocorre o aumento da cobertura do dossel, da porosidade, da umidade, da matéria orgânica e de outros nutrientes e a diminuição da compactação do solo. Logo, com a evolução da restauração, as condições de microssítio de regeneração vão se assemelhando gradativamente com as condições presentes em ecossistemas naturais, podendo propiciar o favorecimento ao recrutamento de espécies nativas ao longo do tempo (BERTACCHI *et al.*, 2012).

A densidade de algumas espécies na semeadura direta é discutida no estudo de Cava *et al.*, (2016) onde observaram que a utilização da técnica resultou em dominância de *Mabea fistulifera*, com uma densidade de aproximadamente 80% da densidade total das comunidades o que resultou em baixos valores de riqueza, portanto, uma comunidade com baixa diversidade, no entanto, com uma densidade final estimada de 35.625 indivíduos por ha⁻¹. E aos 22 meses registraram a presença de 96 espécies que colonizaram a área a partir de mecanismos de regeneração natural.

A *Mabea fistulifera* é uma espécie pioneira, que alcança o dossel e permanece à luz mesmo depois do maior desenvolvimento e bastante presente em seus domínios fitogeográficos Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. Isernhagen (2010) em experimento no município de Araras obteve densidades de indivíduos elevadas e diretamente relacionadas às diferentes densidades de sementes utilizadas, alcançando-se projeções de 1.215 a 13.002 indivíduos por ha⁻¹. Portanto, a semeadura direta pode propiciar valores de densidade de indivíduos que superam os valores de 1.666 indivíduos/ha⁻¹ utilizados como referência no plantio de árvores para restauração ecológica na Mata Atlântica (RODRIGUES *et al.*, 2009).

Cava *et al.*, (2016), aos 22 meses, após a semeadura direta registraram a presença de 96 espécies que colonizaram a área a partir de mecanismos de regeneração natural. Engel e Parrota, (2001), obtiveram crescimento rápido de algumas espécies e constataram que houve facilitação da regeneração de espécies nativas, proveniente dos fragmentos próximos. Campos-Filho *et al.*, (2013), obtiveram uma densidade média de árvores de 9.535 árvores/ha⁻¹, sendo a densidade de árvores nas áreas de semeadura direta, variando de 2.500 a 32.250 árvores/ha⁻¹. Os autores salientam que as áreas de semeadura direta se assemelham mais com as áreas de regeneração natural e parecem proporcionar uma maior diversidade de nichos adequados para a recolonização por espécies não introduzidas onde encontraram 89 espécies estabelecidas, sendo que destas 42% inseridas através da semeadura direta.

Conforme já mencionado anteriormente, o número de espécies estabelecidas pela semeadura direta de 89 espécies no Xingu é maior do que a riqueza estabelecida pela plantação de árvores no Xingu que é 47 espécies (CAMPOS-FILHO *et al.*, 2013) e na maioria dos projetos estabelecidos na Mata Atlântica brasileira que é de 30 espécies, onde o histórico de pesquisa sobre restauração ecológica é longo (BARBOSA *et al.*, 2003; RODRIGUES *et al.*, 2009). Portanto, a semeadura direta pode facilitar a sucessão ecológica, acelerar os processos de recolonização aumentando a densidade de indivíduos e espécies, bem como restabelecer a biodiversidade em áreas degradadas.

Observa-se (Tabela 4), uma correlação entre tamanho da semente e sua germinação sendo que as espécies que possuem sementes maiores apresentam maiores taxas de germinação em campo.

Tabela 4 – Classificação das sementes em tamanho e suas respectivas taxas de germinação em campo por espécies.

<i>Espécie</i>	Família	Sementes por Kg	Tamanho da semente	Taxa de Germinação em %	Autor
<i>Dipteryx odorata (Aubl.) Willd.</i>	Fabaceae	245	Grande	86,3	Mariano 2012
<i>Pachira aquatica Aubl.</i>	Malvaceae	110	Grande	82,8	Mariano 2012
<i>Erythrina velutina Willd.</i>	Fabaceae	2850	Grande	81,5	Santos et al 2012
<i>Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong</i>	Fabaceae	3600	Grande	80,9	Ferreira et al 2009
<i>Clitoria fairchildiana R.A.Howard</i>	Fabaceae	1800	Grande	80,5	Mariano 2012
<i>Enterolobium gummiferum (Mart.) J.F.Macbr.</i>	Fabaceae	1960	Grande	75,2	Silva 2015
<i>Magonia pubescens A.St.-Hil.</i>	Sapindaceae	447	Grande	70,6	Silva 2015
<i>Hymenaea courbaril L.</i>	Fabaceae	250	Grande	69,0	Ferreira et al 2009
<i>Aniba burchellii Kosterm.</i>	Lauraceae	SR		61,9	Mariano 2012
<i>Anacardium occidentale L.</i>	Anacardiaceae	240	Grande	61,3	Silva 2015
<i>Solanum lycocarpum A.St.-Hil.</i>	Solanaceae	65700	Pequena	59,3	Silva 2015
<i>Sapindus saponaria L.</i>	Sapindaceae	1870	Grande	54,0	Santos et al 2012
<i>Parkia ulei (Harms) Kuhlm.</i>	Fabaceae	SR		52,3	Mariano 2012
<i>Cassia grandis L. f.</i>	Fabaceae	1890	Grande	51,0	Ferreira et al 2009
<i>Eugenia dysenterica (Mart.) DC.</i>	Myrtaceae	1600	Grande	50,0	Silva 2015

*SR – sem referência quanto ao tamanho da semente e seu peso.

Sementes grandes em sua maioria, possuem quantidade de reservas energéticas maiores, o que afeta de forma significativa sua germinação, seu desenvolvimento inicial de plântula e seu estabelecimento (MELO *et al.*, 2004; MELO, VARELA, 2006; SORIANO *et al.*, 2013; TURCHETTO *et al.*, 2015), pois as reservas armazenadas na semente fornecem energia para o crescimento da plântula até se tornar autotrófica (KITAJIMA; MYERS, 2008). O total de reserva disponível para uma plântula, não é determinado somente pela massa específica da semente, sendo influenciada também pelos compostos químicos presentes (MELO *et al.*, 2004). No entanto, segundo Peart, 1984, as sementes pequenas alcançam a absorção máxima de água em um tempo menor, são mais propensas a encontrarem um microssítio e serem enterradas, porém podem sofrer mais com a dessecação em campo.

Porém, das 13 espécies apresentadas (Tabela 4), somente *Solanum lycocarpum*, que possui sementes pequenas, apresentaram taxa de germinação significativa de 59,3% no experimento de Silva (2015). Portanto, sementes maiores

em semeadura direta apresentam melhores resultados de germinação e sobrevivência em comparação as sementes menores. Os tamanhos da semente e suas quantidades por quilo são apresentados no Anexo 3 - Tabela 6) para todas as espécies deste estudo.

Os filtros ecológicos afetam a restauração de áreas degradadas, limitando o recrutamento de espécies de plantas para locais perturbados (WIJDEVEN; KUZEE, 2000; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Os filtros abióticos relativos aos fatores ambientais como temperaturas médias e distribuições de chuvas, bem como os fatores de degradação relacionados as condições físicas do solo como a compactação, toxicidade, entre outros, devem ser corrigidos e anteceder as intervenções de restauração ecológica.

Os solos que já foram cultivados têm suas propriedades físicas alteradas em relação ao solo não cultivado. O sistema convencional de preparo do solo consiste no revolvimento da camada superficial do solo através de gradagem ou subsolagem para sua descompactação e ou incorporação de corretivos, as alterações se manifestam, geralmente, na densidade do solo, volume e distribuição de tamanho dos poros e estabilidade dos agregados do solo, influenciando a infiltração da água, erosão hídrica e desenvolvimento das plantas (BERTOL *et al.*, 2004). O preparo convencional do solo rompe os agregados na camada preparada e aceleram a decomposição da matéria orgânica, o que reflete negativamente na resistência dos agregados do solo (CARPENEDO, MIELNICZUK, 1990), aumentam o volume de poros na camada preparada (BERTOL *et al.*, 2000), a permeabilidade e o armazenamento de ar e facilitam o crescimento das raízes das plantas (BRAUNACK, DEXTER, 1989).

No entanto, os aspectos positivos dos preparos convencionais são perdidos, quando o solo, descoberto pelo efeito do preparo, é submetido às chuvas erosivas, as quais o desagregam na superfície pelo impacto das gotas, diminuem a taxa de infiltração de água (DULEY, 1939; BERTOL *et al.*, 2001) e aumentam o escoamento superficial e a erosão hídrica (BERTOL; COGO; LEVIEN, 1997). Portanto, após seu preparo, o solo deve ser recoberto rapidamente para que os efeitos positivos do preparo não sejam perdidos, o que poderia se tornar em uma nova forma de degradação.

O Brasil possui vários biomas, sendo assim, vários ecossistemas ocorrem em suas diferentes regiões, caracterizados por formas de vida dominantes de plantas e animais que se desenvolveram em resposta a condições climáticas relativamente uniformes como a distribuição das chuvas e temperatura média anual (OSBORNE, 2000). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (1992), bioma é o termo para referir-se às grandes regiões bioclimáticas do país como Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal.

A água é fator determinante para a germinação, exercendo papel essencial nesse processo. A diminuição do potencial hídrico do meio pode atrasar ou reduzir a taxa de germinação de muitas espécies vegetais, pois interfere na embebição e no alongamento celular do embrião. Os filtros abióticos gerados pelas condições climáticas devem ser considerados na restauração ecológica, portanto, cabe ao restaurador identificar o momento onde as condições ambientais estejam mais favoráveis para as ações de restauração, ou seja, devem coincidir com os períodos de chuva e de temperatura.

Castro 2013 avaliou a semeadura de espécies de recobrimento e de adubação verde em duas áreas no Estado de São Paulo. Não encontrou diferença estatística entre os métodos de plantio consorciado de espécies de adubo verde e o plantio de restauração florestal convencional, pelo período de 12 meses. Conclui que os resultados podem ter sido afetados pelo atraso na implantação do plantio, devido a problemas burocráticos para a liberação da área, o que fez com que o plantio fosse realizado somente no final da época das chuvas, o que pode ter influenciado a germinação das sementes de semeadura direta e a sobrevivência e desenvolvimento inicial das mudas plantadas.

Para o planejamento em restauração ecológica, além do método empregado com relação a sua eficácia ecológica, que deve ser avaliada com base na recuperação da riqueza e densidade da comunidade, os custos associados a cada técnica devem ser considerados (HOLL, AIDE 2011).

Campos-Filho *et al.*, (2013) obtiveram um custo por hectare de semeadura direta na região do Xingu de US \$ 1.845, sendo 53% para sementes e 47% para o plantio e manutenção do hectare durante 3 anos e com uma densidade mínima de

2.500 indivíduos ha⁻¹. Com relação ao plantio de mudas no Xingu, os mesmos autores, encontraram o custo cerca de US \$ 5,100 ha⁻¹, sendo 32% para aquisição de mudas e 68% para o plantio e manutenção. Concluem que os custos por muda estabelecida por sementeira direta são 4,6 vezes menores do que as mudas de viveiro na mesma idade.

Engel e Parrotta (2001) no sudeste do Brasil, obtiveram um custo para a sementeira direta variando de US \$ 760 a US \$ 1.450 ha⁻¹, ou US \$ 3,4 por indivíduo estabelecido de 3 anos de idade. Rodrigues *et al.*, (2011) comparando os custos calculados entre vários projetos na Mata atlântica, apontam US \$ 3.315 a US \$ 5.216 ha⁻¹ restaurado por mudas, como uma densidade de 1666 indivíduos por ha⁻¹ e manejado durante 3 anos. Cava *et al.*, (2016) em área de Cerrado obtiveram o custo de R\$ 1.900,00 ha⁻¹ com a sementeira direta a lanço, R\$ 2.100,00 ha⁻¹ com sementeira direta mecanizada em linhas e R\$ 3.300,00 ha⁻¹ com plantio de 854 mudas ha⁻¹.

Para apresentar melhor os resultados referentes aos custos entre a sementeira direta e plantio de mudas, foi elaborada a (Tabela 5). Considerando apenas os experimentos onde os custos foram expressos em Dólar (\$), os valores médios entre a sementeira direta e o plantio de mudas foram de US\$ 1.351,67 e US\$ 4.543,67 respectivamente. Portanto, comparando as técnicas de sementeira direta e plantio de mudas, a sementeira direta se mostra como uma técnica com custo menor.

Tabela 5 – Custos da sementeira direta e plantio de mudas.

Sementeira direta	Plantio de mudas	Indivíduos/Ha	Autor
US \$ 1.845,00	-	2500	Campos-Filho <i>et al.</i> , (2013)
-	US \$ 5.100,00	-	Campos-Filho <i>et al.</i> , (2013)
US \$ 760,00	-	-	Engel e Parrotta (2001)
US \$ 1.450,00	-	-	Engel e Parrotta (2001)
-	US \$ 3.315,00	1666	Rodrigues <i>et al.</i> , (2011)
-	US \$ 5.216,00	1666	Rodrigues <i>et al.</i> , (2011)
R\$1.900,00	-	-	Cava <i>et al.</i> , (2016)
R\$2.100,00	-	-	Cava <i>et al.</i> , (2016)
-	R\$3.300,00	854	Cava <i>et al.</i> , (2016)

6. CONCLUSÃO

Os experimentos com a semeadura direta, ainda são incipientes, alguns não possuem dados, principalmente os de taxa de germinação e sobrevivência, bem como o período monitoramento são relativamente curtos para obtenção de resultados mais efetivos. Portanto, os resultados não garantem que a semeadura direta seja capaz de ser empregada como uma metodologia que possa ser utilizada de maneira única para a restauração ecológica.

Vários pontos devem ser ainda estudados e compreendidos, na semeadura direta, principalmente os aspectos relacionados com a quebra de dormência de sementes e taxas de germinação em campo, sendo esse imprescindível para os cálculos mais apropriados com relação a densidade final almejada.

A semeadura direta aponta como uma metodologia promissora para a restauração ecológica. No entanto, alguns fatores se mostram importantes não somente para a semeadura direta, tanto quanto para outras metodologias de restauração ecológica e devem ser considerados para que sejam propiciadas condições adequadas para a germinação de sementes, desenvolvimento e perpetuação das plântulas e mudas.

Com relação aos fatores ambientais, as condições bioclimáticas do bioma, frequência de chuvas e temperaturas são preponderantes para germinação das sementes, sua sobrevivência e desenvolvimento. Os filtros bióticos e abióticos que atuam na área degradada, como invasão por espécies competidoras, predação, disponibilidade de fontes de propágulo, a ocorrência de fragmentos próximos, condições físicas do solo e a criação de microssítios adequados são importantes para o reestabelecimento dos processos ecológicos e perpetuação da restauração ecológica. A escolha das espécies e densidades adequadas para a fitofisionomia da área são fatores imprescindíveis para o sucesso da semeadura direta, pois a escolha de espécies apropriadas propiciará taxas adequadas de germinação, densidades e sobrevivência na restauração ecológica.

Vale salientar, que as espécies com sementes maiores vêm apresentando vantagens de germinação e sobrevivência sobre as de sementes menores, no

entanto, algumas espécies com sementes pequenas, mesmo apresentando baixas taxas de germinação, apresentam taxas adequadas de sobrevivência, portanto, devem ser contempladas na semeadura direta, pois propiciam um aumento na riqueza da restauração, bem como podem ser importantes para a conservação da espécie.

O rápido recobrimento do solo e fechamento de dossel, densidade satisfatórias de indivíduos e espécies, o reestabelecimento dos processos ecológicos, a aceleração dos processos de recolonização e colonização, a facilitação à sucessão ecológica, bem como restabelecimento da biodiversidade em áreas degradadas se mostra possível em ambientes degradados restaurados pela semeadura direta.

A semeadura direta aponta como uma metodologia que apresenta custos menores com relação ao plantio de mudas. No entanto, a disponibilidade de sementes em quantidade e qualidade, deve ser considerado, pois estão estritamente ligados aos custos e a escolha da metodologia adequada para a restauração ecológica.

Por fim, os objetivos almejados em relação à restauração ecológica devem ser considerados, principalmente com relação a alta diversidade de espécies. A restauração ecológica deve propiciar condições favoráveis para o restabelecimento de comunidades, garantir a reabilitação de uma comunidade funcional e permitir o desenvolvimento com a mais alta diversidade.

A semeadura direta proporciona condições onde as espécies introduzidas, as remanescentes e as oriundas de fontes de propágulos se autoperpetuem na área e permaneçam na comunidade vegetal por tempo indeterminado. A alta diversidade é essencial, no entanto, ela se dá no desenvolvimento da restauração, ou seja, no decorrer do tempo. Portanto, a restauração ecológica deve almejar inicialmente a adequação dos fatores bióticos e abióticos que atuam na seleção ecológica da área, para isso a utilização de poucas espécies pode ser suficiente e mais vantajosa economicamente.

7. BIBLIOGRAFIA

ABDO, M. T. V. N.; FABRI, E. G. Transferência de tecnologia: Guia prático para quebra de dormência de sementes de espécies florestais nativas. *Pesquisa & Tecnologia*, vol. 12, n. 2, 2015.

AERTS, R.; MAES, W.; NOVEMBER, E.; NEGUSSIE, A.; HERMY, M.; MUYS, A. Restoring dry afro-montane forest using bird and nurse plant effects: direct sowing of *Olea europaea* ssp. *cuspidata* seeds. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 30, p. 23-31, 2006.

AGUIRRE, A. G. *Avaliação do potencial de regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração* (doctoral dissertation, Universidade de São Paulo), 2012.

ALMEIDA, S. P.; PROENÇA, C. E. B.; SANO, S. M, RIBEIRO, J. F. Cerrado: espécies vegetais úteis. Embrapa-Cpaci, Planaltina, 1998.

ANGELO, P. G.; ANGELINI, R. Similaridade e diversidade florística entre fitofisionomias do cerrado. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 8, n. 2, p. 28-36, 2009.

AQUINO, C. Avaliação de três formas de enriquecimento em área ciliar revegetada junto ao rio Mogi-Guaçu, SP. 2006. 80p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", UNESP, Rio Claro, 2006.

ARAKI, D.F. Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas. 2005. 171 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. *Instituto Florestal. Série Registros (São Paulo)*, 44, 1-38, 2011.

ARONSON, J.; van ANDEL, J. Challenges for ecological theory. In: van ANDEL, J.; ARONSON, J. (Ed.). *Restoration ecology: the new frontier*. Oxford: Blackwell. p. 223-233, 2005.

BARBOSA, L. M.; BARBOSA, J. M.; BARBOSA, K. C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S. E.; ASPERTI, L. M.; . . . PLAZA, A. P. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: Pesquisas apontam mudanças necessárias. *Florestar Estatístico*, 6, 28–34, 2003.

BARBOSA, A. C. C. Recuperação de área degradada por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do Cerrado, no Distrito Federal, 2008.

BARBOSA, J. M.; BARBOSA, L. M.; SILVA, T. D.; GATUZZO, E. H.; FREIRE, R. M. Capacidade de estabelecimento de indivíduos de espécies da sucessão secundária

a partir de sementes em sub-bosque de uma mata ciliar degradada do rio Moji-Guaçu/SP. *Anais do I Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, Curitiba*, 400-406, 1992.

BARBOSA, L.M; LIEBERG, S.A. Proposta metodológica de enriquecimento florístico no Parque Ecológico do Guarapiranga - SP. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., Águas de Lindóia. Anais... São Paulo: ACIESP, p.250-56, 1998.

BARNES, B. V.; ZAK, D.; DENTON, S. R.; SPURR, S. H. **Regeneration Ecology Forest Ecology**, 4th ed. John Wiley, New York, p. 94 - 121, 1998.

BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research*, v. 14(1), p. 1-16. 2004.

BASSO A. F. Hidrossemeadura com espécies arbustivo-arboreas nativas para preenchimento de áreas degradadas na Serra do mar. 2008. 18 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

BECHARA, F. C. Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". 2006.

BELTRAME, T. P. *Restaurando a Ecologia na Restauração: avaliação de sistemas agroflorestais e espécies leguminosas em plantios de restauração ecológica* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo), 2013.

BELTRAME, T. P; RODRIGUES, E. Feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração de florestas tropicais. *Semina: Ciências Agrárias*, 28(1). 2007.

BERGMAN, F.; BERGSTEN, U. Improvement of germination by direct seeding through mechanical soil preparation, pp. 291–307. In: Perttu,K. (Ed) *Ecology and Management of Forest Production Systems*. Swedish University of Agricultural Sciences, Dep. of Ecology and Environmental Research, Uppsala. Rapport 15, 1984.

BERTACCHI, M. I. F; BRANCALION, P. H. S; BRONDANI, G.; MEDEIROS, J. C.; RODRIGUES, R. R. Caracterização das condições de microssítio de áreas em restauração com diferentes idades. *Revista Árvore*, 36(5), 2012.

BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, A. J.; ZOLDAN JUNIOR, W. A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28(1), 2004.

BERTOL, I.; COGO, N.P; LEVIEN, R. Erosão hídrica em diferentes preparos do solo logo após a colheita de milho e trigo, na presença e ausência de resíduos culturais. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:409-418, 1997.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; MASSARIOL, J.M.; REIS, E.F.; DILLY, L. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico álico afetadas pelo manejo do solo. *Ci. Rural*, 30:91-95, 2000.

BEWLEY, J. D. Seed germination and dormancy. **The plant cell**, v. 9, n. 7, p. 1055, 1997.

BEWLEY, J. D.; BLACK, M. *Seeds: physiology of development and germination*, New York: Plenum Press, 445p., 1994.

BEWLEY, J. D.; BLACK, M. **The physiology and biochemistry of seeds**. Berlin: Springer-Verlag, v.2, 375p., 1982.

BONNER, F. T. Tolerance limits in measurement of tree moisture. *Seed Science and Technology*, Zürich, v.12, p.789-794,1984. In: MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Regras para análise de sementes / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília: Mapa/ACS,. 399 p, 2009.

BORGHETTI, F. Dormência embrionária. In: FERREIRA, A. G. (Ed.). **Germinação: do básico ao aplicado**, Porto Alegre, p. 109-123., 2004.

BOTELHO, S. A.; FARIA, J. M. R.; FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V. Implantação de floresta de proteção. Lavras: UFLA/FAEPE, 81 p., 2001.

BOURLEGAT, J.M. Lianas da Floresta Estacional Semidecidual: ecofisiologia e uso em restauração ecológica. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 103p., 2009.

BRADFORD, K. J. Water relations in seed germination rates. In *Seed Development and Germination*, ed. J. Kigel & G. Galili, New York: Marcel Dekker, pp. 351-96, 1995.

BRANCALION, P. H. S.; NOVEMBRE, A. D. D. L. C.; RODRIGUES, R. R. Temperatura ótima de germinação de sementes de espécies arbóreas brasileiras. *Revista Brasileira de Sementes*, 32(4), 15-21, 2010.

BRANDO, P. M.; DURIGAN, G. Época de maturação dos frutos, beneficiamento e germinação de sementes de espécies lenhosas do Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 8, p. 78-90, 2001.

BRAUNACK, M. V.; DEXTER, A. R. Soil aggregation in the seedbed: a review. I - Properties of aggregates and beds of aggregates. *Soil Tillage Res.*, 14:259-279, 1989.

BUCKERIDGE, M. S.; AIDAR, M, P, M.; SANTOS, H, P.; TINE, M, A, S., Acúmulo de reservas. In: FERREIRA, A. G. (Ed.). **Germinação: do básico ao aplicado**, Porto Alegre, p. 31-50., 2004.

CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K.; IMAKAWA, A. M. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration Ecology*, v.10, n.4, p.636-644, 2002.

CAMPINHOS, E. J.; IKEMORI, Y. K. Nova técnica para produção de mudas de essências florestais. *IPEF*, v. 23, p. 47-52, 1983.

CAMPOS-FILHO, E. M.; COSTA, J. N. M. N.; SOUSA, O. L.; JUNQUEIRA, R. G. P. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil. *Journal of Sustainable Forestry*, v. 32, p. 702-727, 2013.

CARDOSO, V, J, M. Dormência: Estabelecimento do processo. In: FERREIRA, A. G. (Ed.). **Germinação: do básico ao aplicado**, Porto Alegre, p. 31-50., 2004.

CARPENEDO, V; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. *R. Bras. Ci. Solo*, 14:99-105, 1990.

CARVALHO, M. P.; SANTANA, D. G.; RANAL, M. A. Emergência de plântulas de *Anacardium humile* A. St.-Hil. (Anacardiaceae) avaliada por meio de amostras pequenas. *Revista Brasileira de Botânica*, 28(3), 627-633, 2005.

CASTRO, D. C. V. *Semeadura direta de espécies arbustivas e de adubação verde como estratégia de sombreamento para restauração de áreas degradadas* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo), 2013.

CASTRO, L. E. D. Aspectos fisiológicos, celulares e moleculares da tolerância à dessecação em sementes de *Anadenanthera colubrina* durante a germinação. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 64 p., 2013.

CASTRO, R. D.; BRADFORD, K. J.; HILHORST, H. W. M. Desenvolvimento de sementes e conteúdo de água. In: FERREIRA, A. G. (Ed.). **Germinação: do básico ao aplicado**, Porto Alegre, p. 51-67., 2004.

CAVA, M. D. B.; ISERNHAGEN, I.; MENDONÇA, A. H.; DURIGAN, G. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Embrapa Agrossilvipastoril-Artigo em periódico indexado (ALICE)*, 2016.

CECCON, E.; GONZÁLEZ, E. J.; MARTORELL, C. Is Direct Seeding a Biologically Viable Strategy for Restoring Forest Ecosystems? Evidences from a Meta-analysis. *Land Degradation & Development*, 2015.

COHEN, A. L.; SINGHAKUMARA, B. M. P.; ASHTON, P. Mark S. Releasing rain forest succession: a case study in the *Dicranopteris linearis* fernlands of Sri Lanka. **Restoration Ecology**, v. 3, n. 4, p. 261-270, 1995.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; KEENE, C. L.; ZAHAWI, R. A. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1590-1597, 2011.

COPELAND, L. O.; McDONALD, M. B. *Principles of seed science and technology*. Springer Science & Business Media, 2012.

CORLETT, R. T. Plant succession on degraded land in Singapore. *Journal of Tropical Forest Science* 4:151–161, 1991.

COSTA, J. N. M. N. Efeito de diferentes modelos de plantios de restauração e dos grupos funcionais das espécies plantadas na estrutura da comunidade e suas contribuições na riqueza e diversidade da paisagem agrícola. 100f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental São Carlos) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

COUTINHO, M. P.; MARTINS, S. V.; BARROSO, D. G.; COUTINHO, R. P., MARCIANO, C. R. Sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas no enriquecimento de floresta secundária em Cruzeiro, SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte. Água e biodiversidade: trabalhos voluntários... Belo Horizonte: SOBRADE, p.271-273, 2002.

DELGADO, L. F. **Tolerância à dessecação em sementes de espécies brasileiras de Eugenia**. 2006. 106 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) -Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, São Paulo, 2006.

DIAS, G.F. da S.; ALVES, P.L. da C.A.; DIAS, T.C. de S. *Brachiaria decumbens* supresses the initial growth of *Coffea arabica*. **Scientia agrícola**, Piracicaba, v.61, n.6, p. 579-583, 2004.

DISLICH, R.; PIVELLO, V. R. Tree structure and species composition changes in an urban tropical forest fragment (São Paulo, Brazil) during a five-year interval. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, 20: 1-12. 2002.

DODD, B. M.; POKER I. L. Direct seeding of indigenous tree and shrub species into New Zealand hill country pasture. *Ecological management & restoration*, Carlton, v.8, p.33-35, 2007.

DOUST, S. J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management*, v. 234, n. 1-3, p. 333-343, 2006.

DULEY, F.L. Surface factors affecting the rate of intake of water by soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 4:60-64, 1939.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G; MARQUES, M. C.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. (2010). Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, 34(3), 2010.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 152, n. 1-3, p. 169-181, 2001.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais, 2003.

FATTORINI, M; HALLE, S. The dynamic environmental filter model: How do filtering effects changes in assembling communities after disturbance. **Assembly rules and restoration ecology: Bridging the gap between theory and practice**, p. 96-114, 2004.

FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge University Press, 2005.

FERREIRA, A. V.; BRUNA, E. M.; VASCONCELOS, H. L. Seed predators limit plant recruitment in Neotropical savannas. *Oikos* 120:1013-1022, 2011.

FERREIRA, R. A.; SANTOS, P. L.; ARAGAO, A. G. de; SANTOS, T. I. S.; NETO, E. M. dos S.; REZENDE, A. M. S. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 37, n. 81, p. 37-46, 2009.

FOWLER, A. J. P.; BIANCHETTI, A. Dormência em sementes florestais. Colombo: Embrapa Florestas. 27p. (Embrapa Florestas. Documentos, 40), 2000.

FOWLER, N. L. What is a safe site? Neighbour, litter, germination date and patch effects. *Ecology*, v.69, n.4, p.947-961, 1988.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDACAO CARGILL (Coord.). Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas. São Paulo, p. 109-144, 2007.

GENTIL, D. F. O.; FERREIRA, S. A. N. Viabilidade e superação da dormência em sementes de araçá-boi (*Eugenia stipitata* ssp. *sororia*). **Acta Amazonica**, Manaus, v. 29, n.1, p. 21-31, 1999.

GOOD, M. K.; PRICE, J. N.; CLARKE, P. J.; REID, N. Dense regeneration of floodplain Eucalyptus coolabah: invasive scrub or passive restoration of an endangered woodland community?. *The Rangeland Journal*, 34(2), 219-230, 2012.

GRIME, J. P. Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. Wiley, Chichester, 2001.

HARPER, J. L. Population biology of plants. London: Academic Press, 892p, 1977.

HARPER, J. L.; CLATWORTHY, J.; MCNAUGHTON, I. H.; SAGAR, G. R. The evolution and ecology of closely related species living in the same area. *Evolution*, 15(2), 209-227, 1961.

HEIKKILÄ, R. Destruction caused by animals to sown pine and spruce seed in northern Finland (In Finnish with English abstract). *Commun. Inst. For. Fenn.* 89(5). 35 pp, 1977.

HENERY, M. L.; WESTOBY, M. Seed mass and seed nutrient content as predictors of seed output variation between species. *Oikos*, v. 92, p. 479–490, 2001.

HEWITT, N. Seed size and shade-tolerance: a comparative analysis of North American temperate trees. *Oecologia* 114: 432–440, 1998.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration ecology*, v. 9, n. 2, p. 239-246, 2001.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*, 72-95, 2004.

HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H.; SAMUELS, I. A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration ecology*, 8(4), 339-349, 2000.

HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, Oxford. v. 42, p.1165–1174, 2005.

HOU, J. Q.; ROMO, J. T.; BAI, Y.; BOOTH, D. T. Responses of winterfat seeds and seedlings to desiccation. *Journal of Range Management* 52, 387—93, 1999.

HULTÉN, H. Root Deformation of Forest Seedlings – Proceedings of a Nordic Symposium. Department of Forest Yield Research, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. Rep. 11, 1982.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: Técnicas de Revegetação. Brasília, 96p. 1990

IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro. 92p. 1992. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20%20RJ/ManuaisdeGeociencias/Manual%20Tecnico%20da%20Vegetacao%20Brasileira%20n.1.pdf> .

ISERNHAGEN, I. Uso de sementeira direta de espécies arbóreas ativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil. 2010. 94 p. 129 Dissertação (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. *Pacto pela restauração da mata*

atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ Instituto BioAtlântica, 87-127, 2009.

JONES, H. P.; SCHMITZ, O. J. Rapid recovery of damaged ecosystems. PLoS ONE 4 (5): e5653. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005653>; 2009.

JUSTO, M. R. S. Proposição de um delineamento experimental de hidrossemeadura para áreas degradadas. Viçosa: S.I.F. p.14, 1985.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R.E. de. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF, p. 29-48, 2003.

KITAJIMA, K. Do shade-tolerant tropical tree seedlings depend longer on seed reserves? Functional growth analysis of three Bignoniaceae species. **Functional Ecology**, v.16, p. 433–444, 2002.

KITAJIMA, K. Relationship between photosynthesis and thickness of cotyledons for tropical tree species. **Functional Ecology**, v. 6, p. 582-589, 1992.

KITAJIMA, K.; MYERS, J. A. Seedling ecophysiology; strategies toward achievement of positive net carbon balance. In: Leck, M.A.; Parker, T.V.; Simpson, R.L. (eds) **Seedling ecology and evolution**. Cambridge University, Cambridge, p. 172–188, 2008.

LABOURIAU, L.G. A germinação das sementes. Washington: Secretaria Geral da Organização dos Estados Americanos, 1983.

LELES, P. S. S.; BARROSAS, D. G.; NOVAES, A. B.; SANTOS, C. E. S. Comportamento de garapa (*Apuleia leiocarpa*) e jatobá (*Hymenaea courbaril*) plantadas a pleno sol e sob linhas de enriquecimento em mata secundária degradada, no Município de Cardoso Moreira, RJ. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 4., 2000, Blumenau. Silvicultura ambiental: trabalhos voluntários... Blumenau: FURB/SOBRADÉ, 2000.

LIMA, Y. B. C.; DURIGAN, G.; SOUZA, F. M. Germinação de 15 espécies vegetais do cerrado sob diferentes condições de luz. *Bioscience Journal* 30: 1864-1872, 2014.

LONG, J. N. Root system form and its relationship to growth in young planted conifers, pp. 222–234. In: VAN ERDEN, E.; KINGHORN, J.M. (Eds) Proceedings of the Root Form of Planted Trees Symposium, Victoria, British Columbia. British Columbia Ministry of Forests and Canadian Forestry Service. Joint Rep., 8, 1978.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Regras para análise de sementes / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília: Mapa/ACS, 399 p, 2009.

MARCUZZO, S. B.; GANADE, G.; ARAÚJO, M. M.; MUNIZ, M. F. B. Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no sul do Brasil. *Floresta*, 43(1), p. 39-48, 2013.

MARTINS, S. V. Recuperação de matas ciliares. Aprenda Fácil Editora. Viçosa, MG. 2ª edição. 255 pp. 2007.

MARTINS, A. M. **O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de produção florestal**. Tese de Mestrado. Universidade de São Paulo, 2009.

MARTINS, S. V. Restauração florestal em Áreas de Preservação Permanentes e Reserva Legal. 1. ed. Viçosa, MG: Centro de Produções Técnicas. v. 1., 316p, 2010.

MATNEY, D.T.; HODGES, D.J. Evaluating regeneration success. In: Duryea, M.L.; Dougherty, P.M. (eds). **Forest regeneration manual**. Kluwer Academic, Dordrecht, 1991.

MATTEI, V. L.; AVILA, R. D. Semeadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. No enriquecimento de capoeiras. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, 2002.

MAYER, A. M.; POLJAKOFF-MAYBER, A. Dormancy, germination inhibition and stimulation. **The germination of seeds**, p. 71-173, 1989.

MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H.; ISERNHAGEN, E. C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R. R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, 2017.

MELO, F. D.; AGUIAR NETO, A. D.; SIMABUKURO, E. A.; TABARELLI, M.; FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. *Germinação: do básico ao aplicado*. Porto Alegre: Artmed, 237-250, 2004.

MELO, M. F. F.; VARELA, V. P. Aspectos morfológicos de frutos, sementes, germinação e plântulas de duas espécies florestais da Amazônia. I. *Dinizia excelsa* Ducke (Angelim pedra). II *Cedrelinga catenaeformis* Ducke (Cedrorana) - Leguminosae: Mimosoideae. *Revista Brasileira de Sementes* 28(1): 54-62, 2006.

MELO, V. A.; GRIFFITH, J. J.; MARCO JÚNIOR, P. D.; SILVA, E.; SOUZA, A. D.; GUEDES, M. C.; OZÓRIO, T. F. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. *Revista árvore*, 24(3), 235-240, 2000.

MENEGHELLO, G. E.; MATTEI, V. L. Semeadura direta de timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum*) e cedro (*Cedrela fissilis*) em campos abandonados. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v.14, n.2, p.21-21, 2004.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* v. 71. p. 445– 463. 1999.

METZGER, J. P.; DECAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta OEcologica* 18, 1–12. 1997.

NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology, in: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). High diversity forest restoration in degraded areas. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 103-126, 2007.

NAVE, A.G. Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP. 2005. .218p. Tese (Doutorado na área de Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NICHOLS, O. G.; CARBON, B. A.; COLQUHOUN, I. J.; CROTON, J. T.; MURRAY, N. J. Rehabilitation after bauxite mining in south-western Australia. *Landscape Planning*, 12(1), 75-92, 1985.

NIKOLAEVA, M. G. Factors controlling the seed dormancy pattern. In: KHAN, A.A. (Ed.), *The Physiology and Biochemistry of Seed Dormancy and Germination*. North-Holland Publ. Co., Amsterdam, pp. 51,74. 1977.

NIKOLAEVA, M. G. *Physiology of Deep Dormancy in Seeds*. Izdatel'stvo. Nauka, Leningrad. Translated from Russian by Z. Shapiro, NSF, Washington, DC. 1969.

NUTTLE, T. Evaluation of restoration practice based on environmental filters. *Restoration Ecology*, 15: 330-333. 2007

OLIVEIRA, F. F. Plantio de espécies nativas e uso de poleiros artificiais na restauração de áreas perturbadas de cerrado sentido restrito em ambiente urbano no Distrito Federal, Brasil. 2006. P.155. Dissertação de Doutorado da Universidade de Brasília – Departamento de Ecologia, Brasília, 2006.

OLIVEIRA, R. E. D. O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma Mata Atlântica. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2011.

OLIVEIRA, R. E.; SANTOS, J. D. (Orgs.). Coleta e sistematização de informações para o desenvolvimento de um programa de restauração em larga escala, para a Mata Atlântica. Piracicaba: IPEF, 249 p. 2006. Relatório não publicado.

ONOFRE, F. F.; ENGEL, V.L.; CASSOLA, H. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. Em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das Neblinas. *Scientia Forestalis*, v.38, n.85, p.39-52, 2010.

PALMA, A. C., LAURANCE, S. G. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science* 18: 561-568, 2015.

PARCIAK, W. Environmental variation in seed number, size, and dispersal of a fleshy-fruited plant. *Ecology*, v.83, n.3, p.780-793, 2002.

PARDOS, J. A. **Fisiología Vegetal aplicada a espécies florestales**. ETSI Montes. Fundación Conde del Valle de Salazar, p. 456, 2000.

PICKETT, S. T. A.; COLLINS, S.L.; ARMESTO, J.J. Models, mechanisms and pathways of sucession. *Botanical Review*, New York, v.53, n.3, p.335-371, 1987.

PIETRO-SOUZA, W.; SILVA, N. M. Plantio manual de muvuca de sementes no contexto da restauração ecológica de áreas de preservação permanente degradadas. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 9(3), 2014.

PILON, N. A. L., NALON, M. A., ZIMBACK, L., DURIGAN, G. Riqueza, relevância e estratégias para a conservação de fisionomias campestres do Cerrado no Horto Florestal de Botucatu, SP, Brasil. Richness, relevance and conservation strategies for savanna grasslands in the Horto Florestal of Botucatu, SP, Brazil. *Revista do Instituto Florestal*, 29(1), 19-37, 2017.

REDE DE SEMENTES DO CERRADO. Rede de sementes do Cerrado: *Anacardium humile* A. St.-Hil, 2017. **Reflora - Herbário Virtual**. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/> Acesso em 19/3/2018.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPÍNDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza e Conservação* 1 (1): 28-36. 2003.

RODRIGUES, E. Ecologia da restauração. **Editora Planta**, Londrina, 300 p., 2013.

RODRIGUES, R. R. (Ed.). *Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. LERF; Piracicaba: ESALQ, 2009.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restoration actions. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Ed.). High diversity forest restoration in degraded áreas: methods and projectin Brazil. New York: New Science, p.77-102, 2007.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ATTANASIO, C. M. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. *Pesquisa Florestal Brasileira*, (55), 7, 2010.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, Essex. v.142, p.1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, p.235-248, 2000.

ROKICH, D. P.; DIXON, K. W.; SIVASITHAMPARAM, K.; MENEY, K. A. Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. *Restoration Ecology*, 8(2), 196-208, 2000.

SALAZAR, A.; GOLDSTEIN, G.; FRANCO, A.C.; MIRALLES- WILHELM, F. Seed limitation of woody plants in Neotropical savannas. *Plant Ecology* 213: 273-287, 2012.

SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, D. L. M.; CORDEIRO, A. D. O.; AQUINO, F. D. G.; SOUSA, A. D. P.; de ALBUQUERQUE, L. B.; MOREIRA, A. Guia de restauração do Cerrado: volume 1: semeadura direta. *Embrapa Cerrados-Livros técnicos (INFOTECA-E)*, 2015.

SANTOS JÚNIOR, N. A. Estabelecimento inicial de espécies florestais nativas em sistema de semeadura direta. 2000. 96p. Dissertação (Mestrado na área de Ciências Florestais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.

SANTOS, F. F. M.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Regeneração natural sob diferentes modelos de plantio de mata ciliar em região de cerrado no município de Assis, SP. *IF Série Regional*, v.31, p.225-228, 2007.

SANTOS, H. P. D. Importância ecofisiológica da reserva de xiloglucano e o controle de sua mobilização em cotilédones de *Hymenaea courbaril* L, Campinas, p. 137., 2002.

SANTOS, P. L.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G. D.; AMARAL, L. A.; OLIVEIRA, A. S. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta para recuperação de áreas degradadas. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.36, n.2, p.237-245, 2012.

SARTORI, M.A.; POGGIANI, F.; ENGEL, V.L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no subosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. localizado no Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis*, n.62, p.86-103, 2002.

SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in amazonian forest fragments. *Biotropica*, v.32, n.4a, p.662-669, 2000.

SERPA, M. R. Avaliação de diferentes materiais de cobertura no estabelecimento de plantas de *Pinus taeda*, L. no sistema de semeadura direta. 49p. Dissertação (Mestrado na área de Ciência e Tecnologia de Sementes) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 1999.

SHIELS, A. B.; WALKER, L. R. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology*, v. 11, n. 4, p. 457 - 465, 2003.

SILVA, A. M. Reflorestamento ciliar à margem do reservatório da Hidrelétrica de Ilha Solteira em diferentes modelos de plantio. 2007. 137f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2007

SILVA, D. F.; BORTOLETO, S. Uso de indicadores de diversidade na definição de plano de manejo da arborização viária de Águas de São Pedro – SP. *Revista Árvore* 29(6):973-982, 2005.

SILVA, R. R. P. Semeadura direta de árvores do cerrado: testando técnicas agroecológicas para o aperfeiçoamento do método. Dissertação de Mestrado. Publicação PPGEFL. DM - 245/ 2015, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília - UnB, Brasília, DF, 77 p, 2015.

SILVEIRA, E. R.; MELO, A. C. G.; CONTIÉRI, W. A. Controle de gramíneas exóticas em plantio de restauração do Cerrado. In: G. DURIGAN; V.S. RAMOS (orgs.). Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas. Páginas & Letras, São Paulo, pp. 5-7, 2013.

SILVERTOWN, J.; FRANCO, M.; PISANTY, I.; MENDOZA, A. Comparative plant demography--relative importance of life-cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. *Journal of Ecology*, 465-476, 1993.

SMITH, D.M. The practice of silviculture. New York: John Wiley, 527p, 1986.

SOARES, P. G.; RODRIGUES, R. R. Semeadura direta de leguminosas florestais: efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo, 2008.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) INTERNATIONAL, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004.

SORIANO, D.; HUANTE, P.; BUEN, A. G; SEGOVIA, A. O. Seed reserve translocation and early seedling growth of eight tree species in a tropical deciduous forest in Mexico. *Plantecology* 214(11): 1361-1375, 2013.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management*, v.191, n.1-3, p.185-200, 2004.

SOUZA, L.S; VELLINI, E.D.; MARTINS, D. ROSOLEM, C.A. Efeito alelopático de capimbraquiária (*Brachiaria decumbens*) sobre o crescimento inicial de sete espécies de plantas cultivadas. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 657-668, 2006.

THOMPSON, K.; GRIME, J.P.; MASON, G. Seed germination in response to diurnal fluctuations of temperature. **Nature**, v.267, p.147-149, 1977.

TOLEDO, R. E. B.; VICTORIA FILHO, R.; ALVES, P. L. da C.; PITELLI, R. A.; LOPES, M. A. F. Efeitos da faixa de controle do capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) no desenvolvimento inicial de plantas de eucalipto. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 18, n. 3, 2000.

TOZER, M. G.; MACKENZIE, B. D.; SIMPSON, C. C. An application of plant functional types for predicting restoration outcomes. *Restoration Ecology*, 20(6), 730-739, 2012.

TRES, D. R.; SANT'ANNA, C. S.; BASSO, S.; LANGA, R.; JÚNIOR, U. R.; REIS, A. Poleiros artificiais e transposição de solo para a restauração nucleadora em áreas ciliares. *Revista Brasileira de Biociências*, 5(S1), pg-312, 2007.

TURCHETTO, F.; TABALDI, L. A.; RORATO, D. G.; GOMES, D. R. Aspectos ecofisiológicos limitantes da regeneração natural. *Ecologia e Nutrição Florestal* 3(1): 18-30, 2015.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17, 1 – 16, 2008.

UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *The Journal of Ecology*, 631-649, 1981.

URIARTE, M.; BRUNA, E. M.; RUBIM, P.; ANCIAES, M.; JONCKHEERE, I. Effects of forest fragmentation on the seedling recruitment of a tropical herb: assessing seed vs. safe-site limitation. *Ecology*, 91(5), 1317-1328, 2010.

VAN DER PIJL, L. *Principles of dispersal*. Berlin: Springer-Verlag. 1982.

VIDAL, C. Y. Transplante de plântulas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas. 2008. 171 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2008.

WALKER, B. H.; SALT, D. Resilience thinking: sustaining ecosystems and people in a changing world. Washington D.C.: Island Press, 174 p, 2006.

WENNSTRÖM, U.; BERGSTEN, U.; NILSSON, J. Mechanized microsite preparation and direct seeding of *Pinus sylvestris* in boreal forests—a way to create desired spacing at low cost. **New Forests**, v. 18, n. 2, p. 179-198, 1999.

WHISENANT, S. G. *Repairing Damaged Wildlands: A Process-Orientated, Landscape- Scale Approach*. Cambridge: Cambridge University Press, 1999

WINSA, H.; BERGSTEN, U. Direct seeding of *Pinus sylvestris* using microsite preparation and invigorated seed lots of different quality: 2-year results. *Can. J. For. Res.* 24: 77–86, 1994.

ZAIDAN, L, B, P.; BARBEDO, C. J. Quebra de dormência em sementes. In: FERREIRA, A. G. (Ed.). **Germinação: do básico ao aplicado**, Porto Alegre, p. 135-146., 2004.

ANEXOS

Anexo 1 - Classificação dos índices de desmatamento no mundo no período de 2001 a 2016. Foram considerados os países com o índice de desmatamento acima de 1.000.000 de ha no período.

All areas are in hectares		TREE COVER LOSS (>75% CANOPY COVER)															TOTAL
Country	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2001-2016
Brazil	2.094.865	2.819.380	2.533.330	3.103.760	2.895.021	2.310.272	1.984.616	1.902.280	1.348.291	2.036.707	1.453.888	2.109.060	1.408.858	1.922.331	1.591.479	4.397.952	35.912.089
United States	1.666.270	1.621.690	1.341.054	1.997.023	1.934.135	2.000.229	2.034.874	1.960.757	1.382.963	1.768.439	1.501.805	1.752.074	1.341.924	1.426.387	1.468.891	1.746.267	26.944.783
Russia	831.065	955.393	1.087.254	1.657.255	1.037.421	1.270.411	1.564.286	1.767.046	1.346.197	1.234.980	1.901.798	2.880.558	2.151.181	1.488.771	1.031.233	1.792.230	23.997.078
Canada	902.558	1.456.273	1.088.912	1.741.551	1.897.013	1.603.398	1.498.511	1.234.938	1.062.383	1.326.933	1.363.336	1.639.456	1.391.793	1.169.252	1.508.992	1.421.209	22.306.509
Indonesia	692.873	793.880	513.414	1.196.577	1.106.584	1.315.300	1.281.770	1.293.150	1.815.727	1.213.520	1.455.766	2.102.787	1.000.756	1.615.123	1.481.827	2.042.879	20.921.934
Democratic Republic of the Congo	341.417	368.829	167.680	286.377	354.219	346.176	329.630	289.108	469.072	571.007	297.629	422.007	681.803	914.135	661.404	997.369	7.497.861
Malaysia	298.045	285.090	169.468	328.990	353.403	319.863	390.126	356.021	604.045	419.088	453.379	609.104	312.041	597.313	419.066	511.518	6.426.559
China	154.118	153.446	131.414	275.496	235.726	332.107	432.313	512.047	385.012	418.630	401.430	381.840	201.718	227.780	206.574	287.426	4.737.079
Bolivia	115.352	146.627	142.577	160.358	207.697	177.287	164.276	272.805	166.381	371.385	256.410	227.446	122.487	190.632	107.499	313.199	3.142.419
Sweden	128.095	157.884	83.754	245.051	225.717	226.624	169.568	266.800	194.459	247.690	194.259	215.844	157.104	189.736	169.477	239.647	3.111.710
Colombia	202.122	166.115	103.863	227.452	169.251	169.023	241.180	209.529	211.711	182.273	175.864	204.740	127.033	180.880	126.020	260.665	2.957.722
Peru	83.771	78.015	71.701	98.863	158.639	86.575	113.444	124.279	174.461	139.584	122.735	268.388	201.813	196.945	159.745	219.566	2.298.523
Finland	133.239	123.983	78.208	129.989	205.904	162.032	139.811	183.683	155.257	154.910	145.799	145.008	105.564	129.164	120.913	158.704	2.272.168
Mexico	115.278	118.993	109.402	119.976	143.398	131.751	152.069	134.448	207.334	123.380	140.410	131.554	161.579	123.561	151.247	199.798	2.264.176
Laos	27.497	40.832	66.779	49.107	57.169	95.905	108.709	65.396	117.386	142.152	105.243	111.847	142.523	161.701	196.477	264.018	1.752.740
Australia	55.265	63.645	128.967	80.255	78.652	89.387	148.662	93.898	150.415	74.715	71.319	67.165	124.929	134.993	110.268	207.694	1.680.229
Myanmar	30.838	43.379	50.902	67.562	65.638	76.246	96.027	76.905	143.225	116.867	91.191	135.271	131.738	171.027	160.192	203.185	1.660.195
Paraguay	62.486	89.430	121.802	125.609	91.053	48.065	126.467	93.719	84.014	128.631	136.356	166.388	105.927	85.221	61.990	89.550	1.616.707
Argentina	62.985	49.420	73.653	122.896	119.548	108.991	109.386	176.439	94.054	127.311	135.981	141.402	99.050	52.031	49.173	50.382	1.572.703
Chile	71.403	76.174	80.506	82.930	102.374	88.041	115.611	117.450	85.025	87.779	90.367	159.396	86.871	97.332	86.161	89.666	1.517.087
Cambodia	17.908	23.804	28.885	49.148	44.159	61.182	56.932	67.918	89.808	170.991	163.693	155.420	150.936	115.008	93.704	127.233	1.416.727
Vietnam	34.019	30.950	28.818	53.220	72.750	56.402	59.119	79.359	108.738	133.565	103.161	139.943	69.125	111.557	113.957	193.649	1.388.333
Venezuela	92.579	62.842	67.005	64.724	68.449	59.667	84.742	82.008	96.922	81.799	56.723	79.272	48.981	74.955	47.864	182.151	1.250.685
Papua New Guinea	34.379	51.853	30.911	55.218	37.307	54.296	47.732	68.669	47.347	66.696	51.518	71.340	53.147	98.993	165.990	158.893	1.094.288
Madagascar	48.035	48.835	34.572	42.627	41.009	20.144	86.980	47.604	66.562	42.464	91.338	53.452	109.788	128.317	92.945	121.091	1.075.761
Guatemala	42.912	46.535	71.843	47.069	81.042	44.282	106.827	67.129	77.258	53.078	36.804	74.236	49.136	52.733	45.466	155.711	1.052.061
Nicaragua	37.547	48.709	40.034	17.808	83.459	34.705	80.302	47.577	76.849	190.759	40.756	30.231	40.983	70.155	33.433	132.030	1.005.336
TOTAL																	201.863.430

Anexo 2 - Classificação dos índices de desmatamento nos Estados brasileiros no período de 2001 a 2016.

All areas are in hectares Estados	TREE COVER LOSS (>75% CANOPY COVER)															TOTAL	
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2001-2016
Pará	605.634	731.151	590.816	934.361	892.548	744.596	648.481	686.114	467.630	544.182	418.035	536.042	406.607	509.295	415.122	1.498.048	10.628.660
Mato Grosso	519.819	881.763	943.518	1.089.632	681.716	478.416	428.817	343.239	158.361	456.518	287.042	445.803	174.134	277.276	257.145	487.800	7.910.998
Rondônia	246.327	386.918	301.582	305.593	376.519	278.225	154.097	116.127	91.817	195.852	144.071	154.679	74.056	181.439	153.653	246.975	3.407.928
Maranhão	63.068	141.791	72.475	136.173	131.688	154.203	153.579	152.259	83.479	191.244	102.788	193.265	225.558	273.684	218.686	685.069	2.979.007
Amazonas	78.925	97.369	99.712	92.862	169.182	152.640	88.286	92.966	126.492	148.229	84.682	161.271	123.622	142.781	152.918	540.537	2.352.472
Minas Gerais	88.324	74.925	80.786	65.236	72.141	79.040	87.871	77.650	60.011	64.988	42.995	71.181	34.206	84.795	53.940	90.760	1.128.851
Bahia	63.069	55.157	54.304	63.580	57.030	64.134	61.349	72.540	53.251	71.169	49.320	87.027	47.847	60.581	40.378	90.759	991.496
Paraná	42.738	55.684	49.170	55.264	62.998	54.087	45.853	53.992	43.698	58.921	53.164	69.239	48.170	47.696	32.102	48.831	821.608
Roraima	52.376	31.821	43.184	25.023	19.977	28.488	44.224	34.618	37.586	22.634	19.004	19.879	19.280	29.997	31.227	334.284	793.603
Mato Grosso do Sul	51.584	69.597	52.680	64.321	45.956	37.938	35.479	28.294	30.457	29.971	40.923	36.535	16.448	21.845	16.169	17.761	595.958
Tocantins	28.362	25.475	30.615	29.380	38.162	24.968	37.550	24.069	22.769	24.880	27.811	39.777	46.912	59.014	57.997	74.290	592.030
Santa Catarina	33.725	39.239	41.851	38.753	45.733	46.165	30.044	38.691	31.251	35.705	30.864	38.680	27.848	36.132	21.306	41.403	577.391
São Paulo	47.645	42.941	32.512	40.316	39.990	43.165	39.895	44.309	23.546	61.648	37.152	49.315	14.982	15.018	9.618	14.562	556.615
Rio Grande do Sul	23.154	19.882	25.903	26.255	26.691	21.997	23.723	21.376	16.006	22.114	18.519	44.939	23.249	29.899	20.102	32.476	396.286
Goiás	24.021	30.118	30.315	25.491	24.071	16.785	19.726	12.997	14.603	12.242	15.083	19.668	12.626	16.701	14.904	15.703	305.054
Amapá	13.308	13.350	9.372	15.626	13.177	11.704	10.315	12.777	20.875	10.259	12.432	18.602	13.270	14.112	12.392	35.799	237.372
Piauí	7.926	8.333	6.671	9.424	6.095	3.591	10.464	7.671	8.336	11.633	7.336	23.043	30.875	25.769	19.941	36.727	223.836
Espírito Santo	19.137	23.039	17.446	12.335	13.821	10.544	10.112	7.649	13.245	11.993	12.468	16.708	7.114	17.425	10.447	17.121	220.605
Ceará	2.814	4.970	1.753	2.448	1.196	2.018	3.244	2.117	749	4.976	1.090	5.833	7.340	7.438	1.694	2.959	52.640
Sergipe	3.413	3.687	4.266	1.474	3.538	6.618	3.926	4.951	2.293	3.426	2.773	1.364	1.231	651	356	851	44.818
Pernambuco	3.392	4.484	2.413	1.031	3.724	3.194	2.539	4.833	1.682	3.991	1.488	4.611	1.201	1.069	326	668	40.645
Rio de Janeiro	3.108	2.649	2.392	1.585	1.893	1.914	3.919	1.570	1.384	1.804	3.220	1.907	1.574	5.315	2.516	1.922	38.671
Paraíba	5.840	3.974	698	1.391	2.849	1.621	3.194	4.194	1.417	3.100	1.167	3.560	842	1.065	252	547	35.712
Rio Grande do Norte	3.170	2.298	760	941	2.418	2.455	2.494	2.325	1.371	2.579	1.153	2.957	592	906	400	684	27.504
Alagoas	2.366	2.391	2.215	391	2.463	2.782	1.465	1.879	1.524	2.226	826	2.428	997	845	113	283	25.195
Distrito Federal	76	21	43	22	48	14	66	15	41	59	41	30	6	45	75	61	663
TOTAL																	34.985.618

Anexo 3 - Tabela 6 – Taxas de germinação média e taxa de sobrevivência de espécies utilizadas em semeadura direta. Biomas *: AM – Amazônia, CE – Cerrado, MA – Mata Atlântica, CA – Caatinga, PP – Pampa e PA – Pantanal; Domínio fitogeográfico *: AA - Área Antrópica, CA - Campo de Altitude, CV - Campo de Várzea, CR - Campo Rupestre, FCG - Floresta Ciliar ou Galeria, FED - Floresta Estacional Decidual, FEP - Floresta Estacional Perenifólia, FES - Floresta Estacional Semidecidual, FO - Floresta Ombrófila (= Floresta Pluvial), FOM - Floresta Ombrófila Mista, FTF – Floresta de terra firme, FI – Floresta de Igapó, VAR - Vegetação Sobre Afloramentos Rochosos, RE – Restinga, CC – Carrasco, MZ – Manguezal, CL - Campo Limpo, CLS - Cerrado (lato sensu), FV – Floresta de várzea, SA - Savana Amazônica, CSS - Caatinga (stricto sensu), CP - Campinarana, PL – Palmeiral. * (Reflora, 2018).

Espécie	Família	Domínio fitogeográficos	Tipo de vegetação	Bioma da pesquisa	Sementes por Kg	Tamanho da semente	Taxa de Germinação em %	Taxa de sobrevivência em %							Autor	
								DIAS								
								90	120 a 150	195	231	360	480	720		
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Fabaceae	AM, CA, CE, MA	AA, CLS, FCG, FV, FO, RE	Amazônia	1800	Grande	80,5	83,3							Mariano 2012	
<i>Spondias lutea</i> L	Anacardiaceae	AM, CE, MA	AA, FCG, FI, FTF, FV, FES	Amazônia	255	Grande	36,4	87,1							Mariano 2012	
<i>Ormosia holerythra</i> Ducke	Fabaceae	AM	CP	Amazônia	980	Grande	47,5	71,2							Mariano 2012	
<i>Parkia ulei</i> (Harms) Kuhlm.	Fabaceae	AM	CP, FI, FTF	Amazônia	SR		52,3	71,4							Mariano 2012	
<i>Aniba burchellii</i> Kosterm.	Lauraceae	AM	CP, FV, FO	Amazônia	SR		61,9	78,3							Mariano 2012	
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	AM, CE	CLS, FCG, FTF	Amazônia	1600	Grande	40,7	65,5							Mariano 2012	
<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	Fabaceae	AM	FTF	Amazônia	1037	Grande	48,9	47,4							Mariano 2012	
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Fabaceae	AM	FTF, FES, FO	Amazônia	245	Grande	86,3	84,5							Mariano 2012	
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Malvaceae	AM	FV	Amazônia	110	Grande	82,8	61,7							Mariano 2012	
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne S. Moore	Fabaceae	AM, CA, CE, PA	AA, CSS, CLS, FES	Cerrado	320	Grande	48,0	71,0							Silva 2015	
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Anacardiaceae	CA, CE, MA	AA, CSS, FCG, FES	Cerrado	65000	Pequena	1,4	43,6 19,7							Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	AM, CA, CE, MA	AA, CR, CLS, FCG, FTF, FES, FO	Cerrado	1720	Grande	11,4	76,5 64,8							Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	AM, CA, CE, MA	AA, CR, CLS, FCG, FTF, FES, FO	Cerrado	1720	Grande	28,7	32,9							Silva 2015	
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex	Bignoniaceae	AM, CA, CE, MA, PA	AA, CC, CLS, FED, FO	Cerrado	6700	Pequena	36,3	74,1							Silva 2015	
<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	Anacardiaceae	AM, CA, CE, MA	AA, CLS	Cerrado	600	Grande	13,0	60,8 55,6							Pietro-Souza; Silva 2014	
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Solanaceae	CE, MA	AA, CLS	Cerrado	65700	Pequena	59,3	43,8							Silva 2015	
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	AM, CA, CE, MA	AA, CLS, SA	Cerrado	700	Grande	30,6	86,5							Silva 2015	

Continuação...

<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae	MA	AA, FES, FO, FOM	Cerrado	15100	Pequena	8,3	55,3	11,2	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	CA, CE, MA	CSS, CLS, FCG, FES, FO	Cerrado	3600	Grande	29,0	88,0	85,2	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan.	Fabaceae	CA, CE, MA	CSS, CLS, FES, FO	Cerrado	15600	Pequena	35,9		45,9	Silva 2015
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	AM, CA, CE, MA, PP, PA	CSS, CLS, RE, SA	Cerrado	240	Grande	61,3		85,5	Silva 2015
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Calophyllaceae	AM, CE	CP, CLS	Cerrado	8120	Pequena	28,8		63,9	Silva 2015
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	AM, CE	CR, CLS, FCG, FES	Cerrado	3700	Grande	1,4	70,0	15,6	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	AM, CE	CR, CLS, FCG, FES	Cerrado	3700	Grande	0,7		0,0	Silva 2015
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	AM, CE	CLS	Cerrado	870	Grande	44,3		64,4	Silva 2015
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	CE	CLS	Cerrado	6700	Pequena	42,0		68,7	Silva 2015
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	AM, CA, CE, MA	CLS	Cerrado	5200	Grande	27,6		75,2	Silva 2015
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Myrtaceae	CA, CE, MA	CLS	Cerrado	1600	Grande	50,0		99,3	Silva 2015
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	CE	CLS, FCG, FED, FES	Cerrado	3100	Grande	31,1		57,7	Silva 2015
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	AM, CA, CE	CLS, FCG, FES, SA	Cerrado	30	Grande	24,6	78,6	64,2	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	AM, CA, CE	CLS, FCG, FES, SA	Cerrado	30	Grande	15,1		75,0	Silva 2015
<i>Sterculia chicha</i> A.St.-Hil.	Malvaceae	AM, CE	CLS, FTF	Cerrado	130	Grande	21,0	61,8	47,7	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Sapindaceae	AM, CA, CE	CLS, FES	Cerrado	447	Grande	70,6		91,7	Silva 2015
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae	AM, CE	CLS, SA	Cerrado	1960	Grande	75,2		90,4	Silva 2015
<i>Peltogyne confertiflora</i> (Mart. ex Hayne) Benth.	Fabaceae	CA, CE, MA	FCG, FES, FO	Cerrado	1200	Grande	2,5	25,0	24,0	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Plathyenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	AM	FTF, FES, FO	Cerrado	33200	Pequena	0,9	25,1	4,0	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	MA	FED, FES, FO	Cerrado	100000	Pequena	3,2	50,3	20,3	Pietro-Souza; Silva 2014
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Boraginaceae	AM, CA, CE, MA	AA, CSS, CLS, FED, FES, FO	Mata Atlântica	35200	Pequena	7,5		100	Aquino 2006

Continuação ...

<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Asteraceae	CE, MA, PA	AA, CA, CV, CR, FCG, FED, FEP, FES, FO, FOM, VAR	Mata Atlântica	140	Grande	8,3			100	Aquino 2006	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	CE, MA, PP	AA, CL, CLS, FCG, FES, FO, FOM, MZ, RE	Mata Atlântica	44000	Pequena	29,0	65,0	65,0		Ferreira et al 2009	
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	AM, CA, CE, MA, PA	AA, CLS, FCG, FTF, FO, RE	Mata Atlântica	250	Grande	69,0	93,0			Ferreira et al 2009	
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae	AM, CE, MA, PA	AA, FCG, FTF, FES, FO	Mata Atlântica	1870	Grande	54,0	63,3			Santos et al 2012	
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Fabaceae	CA, CE, MA	CSS, CC, FED	Mata Atlântica	2850	Grande	81,5	70,4			Santos et al 2012	
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC	Fabaceae	AM, CA, CE, MA	CSS, CLS, FCG, FTF, FO, RE	Mata Atlântica	2600	Grande	25,0	71,0			Santos et al 2012	
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	CA, CE, MA	CSS, CLS, FCG, FES, FO	Mata Atlântica	3600	Grande	80,9	100,0			Ferreira et al 2009	
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	AM, CA, CE, MA	CSS, CLS, FTF, FED, FES, FO, FOM	Mata Atlântica	115	Grande	16,5	9,5			Santos et al 2012	
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Calophyllaceae	AM, CA, CE, MA	CP, FCG, FI, FTF, FV, FES, FO, PL, RE	Mata Atlântica	160	Grande	25,8			17,6	11,2	Cole et al 2011
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	AM, CA, CE, MA, PA	CC, CLS, FCG, FEP, FES, RE	Mata Atlântica	36700	Pequena	19,5	4,5			Santos et al 2012	
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Fabaceae	CE, MA, PP	CLS, FCG, FES, FO	Mata Atlântica	1900	Grande	1,5	22,2			Santos et al 2012	
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	CE, MA	CLS, FES, FO	Mata Atlântica	6100	Pequena	7,5			66,7	Aquino 2006	
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	Malvaceae	MA	CLS, FES, FO, RE	Mata Atlântica	10000	Pequena	2,5			100	Aquino 2006	
<i>Cassia grandis</i> L. f	Fabaceae	AM, CE, MA, PA	FCG, FTF, FES, FO	Mata Atlântica	1890	Grande	51,0	96,5			Ferreira et al 2009	
<i>Caesalpinia leiostachya</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	MA	FCG, FO	Mata Atlântica	8700	Pequena	18,5	81,0			Ferreira et al 2009	
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Myrtaceae	MA	FES, FO, FOM, RE	Mata Atlântica	3500	Grande	18,8			46,7	Aquino 2006	