



PACTO

PELA RESTAURAÇÃO DA
MATA ATLÂNTICA



REFERENCIAL DOS
CONCEITOS E AÇÕES
DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL





PACTO

PELA RESTAURAÇÃO DA
MATA ATLÂNTICA

REFERENCIAL DOS
CONCEITOS E AÇÕES
DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL

P121 Pacto pela restauração da mata atlântica : referencial dos conceitos e ações de restauração florestal [organização edição de texto: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Pedro Henrique Santin Brancalion, Ingo Isernhagen]. – São Paulo : LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009.

256p. : il. col. ; 23cm.

ISBN 978-85-60840-02-1

1. Reflorestamento – Mata Atlântica. 2. Florestas – Conservação. I. Rodrigues, Ricardo Ribeiro. II. Santin Brancalion, Pedro Henrique. III. Isernhagen, Ingo. IV. Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal. V. Instituto BioAtlântica.

CDD 333.750981

Catálogo na fonte elaborada pelas bibliotecárias
Cristina Bandeira CRB 7/3806 e Stela Pacheco CRB 7/4087

Créditos

Coordenação geral:

Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal - LCB/ESALQ/USP

Organização e edição de texto:

Ricardo Ribeiro Rodrigues
Pedro Henrique Santin Brancalion
Ingo Isernhagen

Ilustrações:

Arquivo LERF (em casos particulares os créditos foram dados aos autores junto às figuras)

Fotos:

Arquivo LERF (em casos particulares os créditos foram dados aos autores junto às imagens)

Projeto gráfico e editoração:

LuaC Comunicação

Impressão:

Neoband

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

A MATA ATLÂNTICA	6
O DOCUMENTO: REFERENCIAL DOS CONCEITOS E AÇÕES DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL	9

1

■ PRINCIPAIS INICIATIVAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA, APRESENTADAS SOB A ÓTICA DA EVOLUÇÃO DOS CONCEITOS E DOS MÉTODOS APLICADOS	11
---	----

FASE 1: RESTAURAÇÃO FUNDAMENTADA NO PLANTIO DE ÁRVORES, SEM CRITÉRIOS ECOLÓGICOS PARA A ESCOLHA E COMBINAÇÃO DAS ESPÉCIES	11
--	----

FASE 2: PLANTIO DE ÁRVORES NATIVAS BRASILEIRAS FUNDAMENTADA NA SUCESSÃO FLORESTAL	14
--	----

FASE 3: RESTAURAÇÃO BASEADA NA SUCESSÃO DETERMINÍSTICA, BUSCANDO REPRODUZIR UMA FLORESTA DEFINIDA COMO MODELO	24
--	----

FASE 4: ABANDONO DA CÓPIA DE UM MODELO DE FLORESTA MADURA E FOCO NA RESTAURAÇÃO DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS RESPONSÁVEIS PELA RE-CONSTRUÇÃO DE UMA FLORESTA (FASE ATUAL)	31
--	----

PRÓXIMOS DESAFIOS DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL	37
--	----

FASE 5: INCORPORAÇÃO DO CONCEITO DA DIVERSIDADE GENÉTICA NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	37
--	----

FASE 6: INSERÇÃO DE OUTRAS FORMAS DE VIDA NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO	55
---	----

FASE 7: INSERÇÃO DO CONCEITO DE GRUPOS FUNCIONAIS NA RESTAURAÇÃO, BASEADA NO CONHECIMENTO DA BIOLOGIA DAS ESPÉCIES	62
---	----

FASE 8: UMA VISÃO ECOSISTÊMICA DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	78
--	----

2	■ DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DAS ÁREAS A SEREM RESTAURADAS VISANDO A DEFINIÇÃO DE METODOLOGIAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL	87
<hr/>		

3	■ MONITORAMENTO DAS ÁREAS RESTAURADAS COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE DAS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO E PARA REDEFINIÇÃO METODOLÓGICA	128
<hr/>		

4	■ QUANTIFICAÇÃO E MONITORAMENTO DA BIOMASSA E CARBONO EM PLANTIOS DE ÁREAS RESTAURADAS	147
<hr/>		

5	■ METODOLOGIA DE RESTAURAÇÃO PARA FINS DE APROVEITAMENTO ECONÔMICO (RESERVA LEGAL E ÁREAS AGRÍCOLAS)	158
<hr/>		

6	■ DESCRIÇÃO DAS AÇÕES OPERACIONAIS DE RESTAURAÇÃO	176
<hr/>		

	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	218
<hr/>		

	ANEXO	239
<hr/>		

INTRODUÇÃO

Luiz Paulo Pinto, Marcia Hirota, Miguel Calmon, Ricardo Ribeiro Rodrigues, Rui Rocha

A MATA ATLÂNTICA

A história brasileira está intimamente ligada à Mata Atlântica, que detém uma elevada biodiversidade e é considerada um dos mais importantes biomas do mundo. Entretanto, também carrega o dogma de um dos biomas mais ameaçados, sendo considerado um hotspot para conservação, dado o seu alto grau de endemismos e ameaças de extinções iminentes (Myers et al., 2000).

A devastação da Mata Atlântica é um reflexo direto da exploração desordenada de seus recursos naturais, principalmente madeireiros e da sua ocupação (Barbosa, 2006; Dean, 1996), o que resultou em milhões de hectares de áreas desflorestadas convertidas em pastagens, lavouras e centros urbanos (Myers et al., 2000; Galindo-Leal & Câmara, 2003). Devido aos sucessivos ciclos de uso do solo e também à pressão pelo crescimento populacional, grande parte das regiões tropicais apresenta sua cobertura florestal nativa altamente fragmentada e/ou restrita a pequenas porções de terra (Barbosa & Mantovani, 2000; Dean, 1996; Rodrigues & Gandolfi, 2004).

Esse processo de destruição já é bastante antigo e, como exemplo disso, somente no Estado de São Paulo foram destruídos, entre 1907 e 1934, cerca de 79.500 km² desta floresta (3.000 km²/ano) (Dean, 1996). Com isso, a Mata Atlântica já perdeu grande parte da sua extensão original, que perfazia cerca de 1.300.000 km² do território nacional, estendendo-se desde o Nordeste Brasileiro até o Rio Grande do Sul (Hirota, 2003) (Figura 1). Desde as primeiras etapas da colonização do Brasil, a Mata Atlântica tem passado por uma série de surtos de conversão de florestas naturais para outros usos, cujo resultado final observa-se nas paisagens hoje fortemente dominadas pelo homem. A região foi tradicionalmente a principal fonte de produtos agrícolas, e atualmente abriga os maiores pólos industriais, silviculturais e canavieiros, além dos mais importantes aglomerados urbanos do Brasil. A maior parte dos ecossistemas naturais foi eliminada ao longo de diversos ciclos desenvolvimentistas, resultando na destruição de habitats extremamente ricos em recursos biológicos. A dinâmica da destruição foi mais acentuada durante as últimas três décadas do século XX, resultando em alterações severas para os ecossistemas que compõem esse bioma, especialmente pela alta fragmentação do habitat, com conseqüente redução e pressão sobre sua biodiversidade (Pinto et al., 2006). Por isso a vasta maioria dos animais e plantas ameaçadas de extinção do Brasil são formas representadas nesse bioma, e das oito espécies brasileiras consideradas extintas ou extintas na natureza, seis encontra-

vam distribuídas na Mata Atlântica (Paglia et al., 2008), além de várias outras espécies exterminadas localmente ou regionalmente. Portanto, a recuperação de áreas degradadas é uma consequência do uso incorreto da paisagem e dos solos por todo o país, sendo apenas uma tentativa limitada de desencadear alguns processos ecológicos que permitiriam remediar um dano qualquer, que na maioria das vezes poderia ter sido evitado (Rodrigues & Gandolfi, 2004).

A Mata Atlântica significa também abrigo para várias populações tradicionais e garantia de abastecimento de água para mais de 122 milhões de pessoas, mais da metade da população brasileira. Parte significativa de seus remanescentes está hoje localizada em encostas de grande declividade, consideradas inaptas às práticas agrícolas. Sua proteção é a maior garantia para a estabilidade geológica dessas áreas, evitando assim as grandes catástrofes que já ocorreram onde a floresta foi suprimida, com consequências econômicas e sociais extremamente graves. Esta região abriga ainda belíssimas paisagens, cuja proteção é essencial ao desenvolvimento do ecoturismo, uma das atividades econômicas que mais crescem no mundo.

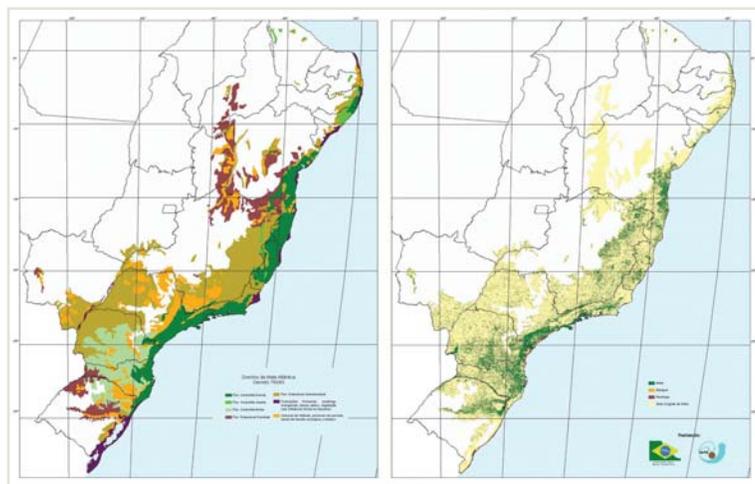


Figura 1: Histórico de degradação das formações vegetacionais pertencentes ao bioma Mata Atlântica, (Fonte: Inpe, SOS Mata Atlântica).

Distribuído ao longo de mais de 23 graus de latitude sul, com grandes variações no relevo e na pluviosidade, a Mata Atlântica é composta de uma série de tipologias ou unidades fitogeográficas, constituindo um mosaico vegetacional que proporciona a grande biodiversidade reconhecida para o bioma. Apesar da devastação acentuada, a Mata Atlântica ainda abriga uma parcela significativa de diversidade biológica do Brasil, com altíssimos níveis de endemismo (Mittermeier et al., 2004). A riqueza pontual é tão significativa que um dos maiores recordes mundiais de diversidade botânica para plantas lenhosas foram registrados nesse bioma (Martini et al., 2007). As estimativas indicam ainda que o bioma possua, aproximadamente, 20.000 espécies de plantas vasculares, das quais mais

da metade restritas ao bioma (Mittermeier et al., 2004), ressaltando que novas espécies e até gêneros ainda são permanentemente descritos pela ciência para região (Sobral & Stehmann, 2009). Para alguns grupos, como os primatas, mais de 2/3 das formas são endêmicas (Fonseca et al., 2004), além da expressiva e ainda pouco conhecida diversidade de microorganismos (Lambais et al., 2006).

A conservação e recuperação da Mata Atlântica é um desafio, pois nosso conhecimento sobre sua biodiversidade ainda permanece fragmentado e o bioma, que corresponde a duas vezes o tamanho da França e mais de três vezes a Alemanha, continua sob forte pressão antrópica. Além disso, a Mata Atlântica é responsável por cerca de 70% do PIB nacional, abriga mais de 60% da população brasileira, e possui as maiores extensões dos solos mais férteis do país.

Para a Mata Atlântica, muitas prioridades de conservação são conhecidas, mas há ainda uma tarefa importante a fazer, que é de traduzir estas prioridades para uma linguagem comum e em um esforço conjunto para sua efetiva conservação. Por esse motivo, a conservação do pouco que sobrou e a restauração daquilo que inadequadamente foi desflorestado, ou por uma questão legal ou pelas características do ambiente, se faz necessária e urgente, dependendo de ações e esforços integrados e coletivos e exigindo a mobilização geral da sociedade em sua defesa. Surge então o PACTO pela Restauração da Mata Atlântica, o qual é um movimento legítimo da sociedade civil organizada atuante no Bioma e formado pelos governos federal, estaduais e municipais, setor privado, organizações não governamentais, proprietários rurais, instituições de pesquisa, comunidades locais, associações e cooperativas, comitês de bacias e outros colegiados, etc. O conhecimento e experiência de campo das organizações participantes são peças fundamentais para a recuperação desta floresta tão ameaçada. A missão do Pacto é restaurar a Mata Atlântica, em larga escala, gerando simultaneamente a conservação da biodiversidade, geração de trabalho e renda, manutenção e pagamento de serviços ambientais e adequação legal das atividades agropecuárias. A capilaridade do Pacto é chave na aplicação eficiente e eficaz dos recursos provenientes da negociação da dívida, maximizando o impacto na recuperação e conservação da Mata Atlântica.

REFERENCIAL DOS CONCEITOS E AÇÕES DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

A recuperação de ecossistemas degradados é uma prática muito antiga, podendo-se encontrar exemplos de sua existência na história de diferentes povos, épocas e regiões (Rodrigues & Gandolfi, 2004), porém, só recentemente adquiriu o caráter de uma área de conhecimento, sendo denominada por alguns autores como Ecologia da Restauração (Palmer et al., 1997). Incorporou conhecimentos sobre os processos envolvidos na dinâmica de formações naturais remanescentes, fazendo com que os programas de recuperação deixassem de ser mera aplicação de práticas agrônômicas ou silviculturais de plantios de espécie perenes, visando apenas a reintrodução de espécies arbóreas numa dada área, para assumir a difícil tarefa de reconstrução das complexas interações da comunidade (Rodrigues & Gandolfi, 2004). É a essa tarefa grandiosa de restauração da Mata Atlântica que o presente documento procura contribuir através do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica.

O esforço integrado de conservação e restauração da Mata Atlântica deve necessariamente passar por uma padronização e atualização do conhecimento científico e empírico acumulado nesses temas, incluindo uma contextualização temporal desse conhecimento e a sua tradução em ações específicas, mas sempre buscando o referencial teórico que sustentava a adoção dessas ações.

Nesse sentido, esse documento foi construído para sustentar as ações de restauração da Mata Atlântica, que deverão ser potencializadas com o esforço coletivo e integrado do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica através das organizações não governamentais, governos federal, estaduais e municipais, proprietários rurais, comunidades tradicionais, cooperativas, associações e empresas. De forma alguma o presente documento deve ser tomado como o ponto final da Ciência e prática da restauração florestal da Mata Atlântica. Serve como um ponto de partida para que, daqui a alguns anos, possa ser atualizado pelo avanço da Ecologia da Restauração e pelas lições a serem aprendidas com as ações do Pacto.

As ações de restauração englobadas nesse documento não se restringem às iniciativas de recuperação de áreas públicas degradadas. Também envolvem a preocupação com a recuperação das florestas nativas funcionais em áreas rurais, que inadequadamente foram ocupadas por atividades de produção agrícola no passado, pelo fato ou de serem situações protegidas na legislação ambiental brasileira (Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal) ou por serem áreas de baixa aptidão agrícola, com elevada vocação florestal. Dessa forma, as iniciativas de restauração focadas nesse documento visam a restauração da diversidade vegetal regional, tanto com o propósito da conservação

dessa diversidade nas matas ciliares (Áreas de Preservação Permanente), nas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e outras iniciativas de conservação, como implantação de reflorestamentos de espécies nativas visando algum tipo de produção florestal, mas em ambientes de elevada diversidade regional. Nessas últimas busca-se algum tipo de retorno econômico da restauração, como nas áreas alocadas como Reserva Legal e mesmo nas áreas agrícolas das propriedades, e, portanto, não protegidas na legislação ambiental, atualmente ocupadas com atividades de baixa sustentabilidade ambiental e econômica, tal como pastagens degradadas, que podem ser redefinidas para exploração florestal, pela possibilidade de maior retorno econômico, como a produção de espécies madeiras, de espécies medicinais, de frutíferas nativas e melíferas, além de outros produtos florestais.

O conceito de restauração considerado nesse documento é aquele aplicado pela Society for Ecological Restoration International (SERI): “a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais”. Vale destacar que será enfocado, nesse documento, a restauração dos processos ecológicos em ecossistemas florestais, que são responsáveis pela construção de uma floresta funcional e, portanto, sustentável e perpetuada no tempo, e não apenas a restauração de uma fisionomia florestal. Assim, busca-se garantir que a área não retornará à condição de degradada, se devidamente protegida e/ou manejada.

Esse documento foi elaborado em capítulos, sendo que o primeiro capítulo apresenta as principais iniciativas de restauração realizadas no Brasil, agrupadas em fases, por uma questão didática apenas. Essas fases visam agrupar essas iniciativas de acordo com as características das ações usadas na restauração dessas áreas, que logicamente são condizentes com o referencial teórico em que essas iniciativas foram concebidas. Esse referencial teórico usado na definição das ações de restauração se alicerça no conhecimento científico acumulado até aquele momento, sobre dinâmica de florestas tropicais e na experiência empírica desses praticantes de restauração, responsáveis pela elaboração de cada uma das iniciativas de restauração. No entanto, vale destacar que esse agrupamento em fases é apenas para facilitar o entendimento da evolução das ações de restauração, dado a grande complexidade de iniciativas de restauração e não necessariamente ter uma ordenação cronológica, além do fato de as iniciativas atuais poderem ser classificadas em qualquer uma dessas fases.

Os demais capítulos tratam de aspectos relacionados com a prática da restauração, desde a necessidade de diagnósticos e de adequação ambiental de propriedades rurais, o monitoramento de áreas restauradas, a avaliação de biomassa e de carbono em áreas restauradas, possíveis aproveitamentos econômicos de áreas restauradas e as atividades operacionais necessárias para efetivação da restauração.

1.

PRINCIPAIS INICIATIVAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA, APRESENTADAS SOB A ÓTICA DA EVOLUÇÃO DOS CONCEITOS E DOS MÉTODOS APLICADOS

FASE 1:

RESTAURAÇÃO FUNDAMENTADA NO PLANTIO DE ÁRVORES, SEM CRITÉRIOS ECOLÓGICOS PARA A ESCOLHA E COMBINAÇÃO DAS ESPÉCIES

Andreza Bellotto, Sergius Gandolfi, Ricardo Ribeiro Rodrigues

Dado o momento que essa fase ocorreu (até início dos anos 1980), as características refletem exatamente um cenário de pouco conhecimento em relação aos processos ecológicos mantenedores da dinâmica de florestas nativas e principalmente a aplicação desse conhecimento na definição de ações de restauração florestal. Essas ações eram geralmente definidas apenas com base em aspectos silviculturais, desvinculadas de concepções teóricas. Nesse sentido, as primeiras tentativas para se definir metodologias e técnicas de restauração florestal resultaram em plantios aleatórios de espécies arbóreas, nativas e exóticas, não previamente combinadas em grupos sucessionais, sempre favorecendo as espécies mais conhecidas, geralmente de crescimento mais lento, pelo uso como madeira (Rodrigues & Gandolfi, 1996). O foco nessa época sempre era a proteção de algum recurso natural ou a mitigação pontual de impactos anteriormente causados, tendo uma visão simplificada do processo de restauração florestal, buscando-se apenas a reconstrução de uma fisionomia florestal. Sendo assim, o entendimento da floresta restaurada se restringia apenas a um plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha das espécies que seriam usadas e, também, sem planejamento para a combinação e disposição das espécies no plantio.

Nessa fase as metodologias de restauração eram incipientes, pois representavam apenas o plantio aleatório de árvores e a sistematização de estratégias de restauração era controversa, além de insuficiente, devido ao reduzido conhecimento da biologia dessas espécies e do seu papel ecológico no funcionamento de florestas nativas e a forma de utilizá-las em plantios heterogêneos para recuperação de áreas degradadas. Outro problema era a inexistência de me-

metodologias de permitissem comparar os resultados de projetos que tivessem usado diferentes estratégias de restauração (Barbosa, 2006).

A pesquisa com implantações mistas de espécies nativas não procurava entender o papel das espécies no funcionamento da floresta, apenas descreviam aspectos silviculturais dessas espécies plantadas. Essas experimentações introduziram as espécies casualizadamente no campo, sem a preocupação de combinar espécies segundo suas exigências ecológicas, o que dificultava generalizações sobre grupos de espécies com comportamentos comuns, ou seja, não incorporavam os conceitos de grupos ecológicos e nem o papel da diversidade na restauração de áreas degradadas (Nave, 2005; Busato *et al.*, 2006).

■ HISTÓRICO NO BRASIL

Nas primeiras experiências de restauração descritas nessa fase, o papel da floresta se resumia fundamentalmente na proteção dos recursos hídricos e edáficos, e, portanto, na recuperação de bacias hidrográficas degradadas e na estabilização de encostas. Isso serviu de justificativa fundamental para a elaboração, desde o século XVII, de um conjunto de leis visando à proteção e a recomposição das florestas nativas brasileiras, com destaque para as ciliares (Andrada & Silva, 1925, *apud* Kageyama & Castro, 1989).

A escassez de água e a proteção das matas foram consideradas, no Brasil Colônia e Império, dois aspectos muito importantes, sempre tratados conjuntamente na administração real. Como exemplo deste cenário, a necessidade de água para a população carioca foi o fator decisivo para a desapropriação das terras das bacias hidrográficas dos rios que abasteciam a cidade, com o objetivo de recompor a vegetação original devastada pelo extrativismo e pelas plantações de café (Kageyama & Castro, 1989). O histórico desta fase, no Brasil, iniciou-se no século XIX, com a implantação de ações de restauração florestal na atual Floresta Nacional da Tijuca, município do Rio de Janeiro, tendo início em 1862, visando à preservação das nascentes e regularização do abastecimento público de água (Drummond, 1988; César & Oliveira, 1992; Freitas *et al.*, 2006).

Em seguida, processo semelhante ocorreu na recomposição de parte da mata do Parque Nacional de Itatiaia, com a plantação, em 1954, privilegiando espécies de rápido crescimento (Kageyama & Castro, 1989). Outro trabalho de grande importância iniciou-se no município de Cosmópolis em 1955 (**Figura 1.1**), às margens do Rio Jaguari, utilizando-se 71 espécies arbustivo-arbóreas, a maioria nativas, sem espaçamento definido entre as mudas plantadas.



Figura 1.1: Vista geral de um trecho de mata ciliar restaurada a mais de 40 anos, às margens do Rio Jaguari, no município de Cosmópolis, SP.

Esse reflorestamento foi finalizado em 1960, e segundo o autor, as espécies foram distribuídas de forma a não constituir grupos homogêneos, com o objetivo de reconstruir a fisionomia da mata original e fornecer alimento à ictiofauna (Nogueira, 1977).

Já no final da década de 1970, houve alguns exemplos de iniciativas de plantios realizados pela CESP (Companhia Energética de São Paulo), iniciados nos reservatórios da Usina Hidrelétrica de Paraibuna (Paraibuna, SP) e UHE Mário Lopes Leão (Promissão, SP), partindo dos objetivos de “consolidar as áreas de empréstimo para controle de deslizamentos de solo e de reafirmar a paisagem adulterada, recuperando os padrões visuais predominantes na região”. Esses reflorestamentos basearam-se no modelo de plantio com distribuição ao acaso das espécies, resultando em florestas mistas, com longo tempo para estabelecimento (fechamento das copas) e insucesso de diversas espécies nas condições existentes, o que determinou a reavaliação da metodologia (Kageyama *et al.*, 1990) e possibilitou a incorporação de novos objetivos. Embora as condições não tenham sido controladas experimentalmente, os resultados obtidos mostram tendências a serem testadas no consórcio de espécies arbóreas. Esses resultados, aliados aos conceitos da sucessão secundária, permitiram delinear os experimentos instalados a partir de 1989, que iriam se constituir numa nova fase da restauração.

Enfim, somente na década de 1980, com o desenvolvimento da Ecologia de florestas naturais e o início da consolidação da Ecologia da Restauração como ciência, os trabalhos de restauração passaram a incorporar os conceitos e paradigmas da ecologia florestal para a sustentação conceitual das metodologias de restauração (Rodrigues & Gandolfi, 2004; Engel & Parrotta, 2003), trabalhando com a concepção dos reflorestamentos mistos com espécies nativas, associando critérios de como combinar as diferentes espécies, agora sim agrupadas segundo suas características ou seu papel na sucessão secundária.

FASE 2:

PLANTIO DE ÁRVORES NATIVAS BRASILEIRAS FUNDAMENTADA NA SUCESSÃO FLORESTAL

Pedro Henrique Santin Brancalion, Ingo Isernhagen, Sergius Gandolfi, Ricardo Ribeiro Rodrigues

A percepção de que a falta de consideração aos processos sucessionais e o uso de espécies exóticas estava comprometendo as iniciativas de restauração florestal conduziu a uma segunda fase histórica do avanço no conhecimento da área.

Na Fase 1, com a priorização do uso de espécies finais da sucessão (com crescimento lento), o sucesso das iniciativas de restauração dependia de uma longa manutenção da área por meio da eliminação de espécies competidoras, o que determinava elevado custo. A utilização de espécies exóticas também trouxe sérios problemas de desequilíbrio ecológico, pois muitas se tornaram invasoras de remanescentes naturais. Alguns dos projetos de restauração florestal implantados podem ter sido uma das principais formas de disseminação dessas espécies invasoras nas mais diferentes regiões de ocorrência da Mata Atlântica. Como são originárias de outros países, as espécies invasoras não possuem inimigos naturais nos ecossistemas brasileiros, o que favorece seu desenvolvimento intenso e vigoroso. Foi justamente essa rapidez de crescimento e rusticidade que estimulou o uso dessas espécies nos primeiros projetos de restauração florestal, pois se obtinha uma fisionomia florestal em pouco tempo (D'Antonio & Meyerson, 2002). Sem as dificuldades à sobrevivência impostas por pragas e doenças, somado ainda à alta adaptabilidade ecológica e conseqüente plasticidade, algumas dessas espécies se alastraram rapidamente em áreas naturais e não alvo das ações de restauração, comprometendo a sobrevivência das espécies nativas e a integridade dos ecossistemas (Vitousek *et al.*, 1987). Para se ter noção da gravidade do problema, a introdução de espécies invasoras, considerando as espécies vegetais, animais e outros organismos, é a segunda causa de extinção de espécies no mundo, só perdendo para a destruição de habitats pela exploração humana direta (Ziller, 2001).

Com a constatação desses problemas, buscou-se uma mudança drástica na orientação dos projetos de restauração para escolha das espécies a serem usadas, favorecendo ao máximo o uso de espécies nativas brasileiras em detrimento das espécies exóticas. Também deu-se prioridade a escolha de espécies de rápido crescimento, baseado nas características sucessionais, como forma de reduzir os custos da restauração, determinados pela manutenção, através do recobrimento rápido da área.

O critério adotado a partir de então para a definição das espécies se resumiu à escolha daquelas que ocorriam naturalmente em território brasileiro, mas não necessariamente defi-

nidas pela formação vegetacional onde eram encontradas. Assim, os projetos de restauração implantados numa região de floresta litorânea podiam incluir espécies de ocorrência nas mais variadas formações vegetacionais brasileiras, como da Floresta Amazônica e até das diferentes sub-formações do Cerrado. Considerando o Brasil como um país de dimensões continentais e com uma flora extremamente diversificada, a simples inserção de espécies nacionais não necessariamente podia representar um grande avanço no que se refere à restauração de uma dada floresta regional. Embora para muitos técnicos o conceito de “nativas brasileiras” representasse o caminho a ser seguido, deve-se destacar que, para as plantas, a delimitação geográfica de um país, estado ou cidade não tem significado algum. O que de fato determina a ocorrência e a distribuição espacial das espécies são as características bióticas e abióticas locais, o que é expresso pela classificação da formação vegetacional e se reflete muitas vezes no grau de endemismo (espécies únicas de uma determinada região) (Santos *et al.*, 2007).

Mesmo para as espécies de ocorrência em uma determinada região, as variações locais de solo e relevo podem condicionar a distribuição espacial das mesmas, formando um mosaico de diferentes comunidades vegetais na mesma paisagem (**Figura 1.2**). Ainda que as espécies não regionais (espécies nativas brasileiras que não pertencem à formação vegetacional onde será realizada a restauração florestal) venham a ter um bom desenvolvimento inicial, essas podem apresentar problemas futuros de sobrevivência e de perpetuação no local. Isso deve-se aos fatores ambientais característicos daquele sistema, como geadas, períodos de forte déficit hídrico, ventos e inundação, para os quais as espécies regionais desenvolveram adaptações ao longo de sua evolução. Em se tratando de ambientes profundamente alterados pelo homem, os quais possuem características bem diferentes das originalmente presentes naquele local, existe ainda a possibilidade de que espécies nativas brasileiras, mas não regionais, venham a se tornar invasoras em outras regiões e entrem em desequilíbrio, como já tem sido observado para as espécies

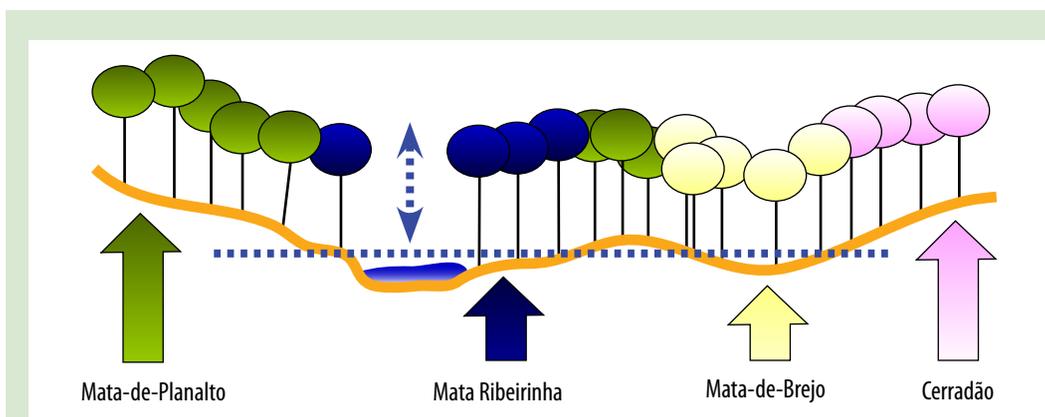


Figura 1.2: Possíveis variações locais da vegetação como resultado da dinâmica da água no solo e das características edáficas, condicionando o desenvolvimento de diferentes fitofisionomias (LERF, 2008).

aroeira-pimenteira (*Schinus terebinthifolia* Raddi), guapuruvu (*Shizolobium parahyba* (Vell.) S. F. Blake), bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) e maricá (*Mimosa bimbuconata* (DC.) Kuntze).

Para que uma determinada espécie se perpetue em uma área em processo de restauração, é preciso que a mesma floresça, frutifique, tenha suas sementes dispersas e que essas sementes gerem descendentes capazes de se desenvolver a ponto de substituir as árvores mãe quando as mesmas entrarem em senescência (Begon *et al.*, 2006). Considerando que o principal pilar de sustentação das florestas tropicais seja a interação biológica, verifica-se que as árvores e as demais espécies com outros hábitos de crescimento (lianas, epífitas, ervas, arbustos) não se mantêm isoladamente, pois há uma forte interação entre essas espécies e seus dispersores de sementes (Fenner & Thompson, 2005) e polinizadores (Bawa, 1974), além de suas pragas e doenças locais (Dyer *et al.*, 2007). Como esses organismos são muitas vezes particulares de determinadas formações vegetacionais, apenas as espécies que co-evoluíram com os mesmos, no caso as espécies regionais, têm condições de sobrevivência futura e perpetuação na área restaurada. Dessa forma, o uso de espécies regionais certamente aumenta as chances de sucesso na restauração florestal (Ivanauskas *et al.*, 2007), embora nessa fase tal premissa não fosse contemplada.

■ SUCESSÃO ECOLÓGICA

Como já comentado, essa fase está sustentada na sucessão ecológica. De forma geral, a sucessão ecológica pode ser descrita como um fenômeno no qual uma dada comunidade vegetal é progressivamente substituída por outra ao longo do tempo e em um mesmo local (Gandolfi *et al.*, 2007c). Baseados nas teorias de dinâmica de populações desenvolvidas em florestas tropicais, nas quais se observou que a sucessão florestal se dá a partir da substituição gradual de espécies com diferentes comportamentos (Budowski, 1965; Denslow, 1980; Cook *et al.*, 2005), os pesquisadores passaram a interpretar as áreas em restauração principalmente sob a ótica da dinâmica de clareiras. Nas clareiras, ocorre a substituição de grupos ecológicos ou categorias sucessionais, ocorrendo também outras modificações paralelas, principalmente no solo.

Com relação às diferentes interpretações sobre os fatores que influenciam o “caminho” da sucessão, reconheceu-se que cada uma das fisionomias do processo de sucessão podia ser representada por espécies particularmente adaptadas, com habilidades diferentes de crescimento, sobrevivência e reprodução (Rodrigues & Gandolfi, 1998; Durigan *et al.*, 2004). Alguns pesquisadores propuseram categorias que permitem classificar as espécies segundo suas respectivas categorias sucessionais, sendo usualmente utilizados termos como pioneiras, secun-

dárias e climácicas, embora alguns dos critérios utilizados tenham sido variados e que não haja consenso sobre os critérios de classificação (Budowski, 1970; Denslow, 1980; Swaine & Whitmore, 1988). Alguns critérios mais comumente adotados nos trabalhos supracitados para as classificações das espécies nos grupos ecológicos foram a velocidade de crescimento, a tolerância à sombra, o tamanho das sementes e frutos dispersados, a dormência das sementes, a idade da primeira reprodução, o tempo de vida, entre outros.

Esses grupos sucessionais apresentam exigências e características biológicas diferenciadas. Espécies pioneiras, por exemplo, em geral produzem grande número de sementes, dispersas por animais, e necessitam de luz para germinarem; apresentam crescimento rápido e vigoroso da planta, mas geralmente apresentando ciclo de vida curto; constituem comunidades com baixa diversidade e alta densidade populacional. Já as plantas climácicas possuem características geralmente antagônicas, com menor produção de sementes, crescimento mais lento, germinando e desenvolvendo-se preferencialmente à sombra, com ciclo de vida longo e constituindo comunidades de maior diversidade de espécies e menor densidade populacional. Hábitos de enraizamento diferenciados também são encontrados nestes grupos: espécies pioneiras precisam de sistemas radiculares mais efetivos, capazes de absorver em grande quantidade os nutrientes que nem sempre estão disponíveis em locais degradados (Gonçalves *et al.*, 2003). Nesse conceito de classificação sucessional, as espécies secundárias sempre vão ser colocadas com características intermediárias. O **Quadro 1.1** ilustra uma das classificações adotadas para diferenciar os grupos ecológicos.

CARACTERÍSTICAS	PIONEIRAS	SECUNDÁRIAS INICIAIS	SECUNDÁRIAS TARDIAS	CLIMÁXICAS
CRESCIMENTO	Muito rápido	Rápido	Médio	Lento ou muito lento
TOLERÂNCIA À SOMBRA	Muito intolerante	Intolerante	Tolerante no estágio juvenil	Tolerante
REGENERAÇÃO	Banco de sementes	Banco de plântulas	Banco de plântulas	Banco de plântulas
FRUTOS E SEMENTES	Pequeno	Médio	Pequeno à médio - sempre leve	Grande e pesado
1ª REPRODUÇÃO (anos)	Prematura (1 a 5)	Prematura (5 a 10)	Relativamente tardia (10 a 20)	Tardia (mais de 20)
TEMPO DE VIDA (anos)	Muito curto (aprox. 10)	Curto (10 a 25)	Longo (25 a 100)	Muito longo (> 20)
OCORRÊNCIA	Capoeiras, bordas de matas, clareiras médias e grandes	Florestas secundárias, bordas de clareiras e clareiras pequenas	Florestas secundárias e primárias, bordas de clareiras e clareiras pequenas, dossel floresta e sub-bosque	Florestas secundárias em estágio avançado de sucessão, florestas primárias, dossel e sub-bosque

Quadro 1.1: Principais características diferenciais dos grupos ecológicos de espécies arbóreas (adaptado de Ferreti, 2002).

Após a classificação das espécies nos grupos ecológicos, o passo seguinte foi aplicar o entendimento do processo de substituição dessas espécies na sucessão à prática da restauração florestal. Chegou-se a conclusão de que os locais a serem restaurados representavam áreas em fase inicial da sucessão, cujo caminho a ser seguido para a formação de uma floresta madura deveria passar, necessariamente por esse processo de substituição de espécies no tempo. Além disso, confirmou-se que a inserção do conceito de sucessão florestal nesses projetos permitia um recobrimento mais rápido do solo a partir do desenvolvimento da copa das espécies pioneiras plantadas, reduzindo conseqüentemente os custos de manutenção e, mais do que isso, o tempo necessário para a formação de uma fisionomia florestal.

Sendo assim, as espécies escolhidas para compor um projeto de restauração florestal, dentro do conceito de nativas brasileiras, passaram a ser classificadas em função dos grupos sucessionais a que pertenciam, com a proporção do número de mudas por espécie sendo definida com base nesses grupos sucessionais. Diante disso, os modelos de implantação também foram alterados, visando a possibilitar a distribuição organizada das mudas no campo, a partir dos grupos sucessionais (Kageyama & Gandara, 2004). Surgiram então diferentes modelos que consorciavam esses grupos ecológicos. O mais comum passou a ser o plantio das mudas com alternância de linhas de plantio de espécies pioneiras e linhas de plantio de espécies não pioneiras ou com mistura desses grupos ecológicos na mesma linha. Também foram utilizados nessa fase “núcleos de diversidade”, onde espécies climácicas seriam circundadas por espécies pioneiras, os quais eram distribuídos ao longo da área a ser restaurada. Com o tempo, esperava-se que esses núcleos se expandissem para as áreas vizinhas adjacentes, formando uma floresta contínua. A classificação em grupos ecológicos pode também ser considerada uma tentativa de ordenar a alta diversidade de espécies das florestas tropicais, sendo considerado um grande salto de desenvolvimento de tecnologia de plantio de nativas (Kageyama *et al.*, 2003; Kageyama & Gandara, 2004).

Esse modelo representa uma grande parte dos projetos de restauração florestal realizados nos últimos anos, especialmente na Mata Atlântica. Alguns dos plantios da CESP (Companhia Energética de São Paulo) no entorno de reservatórios paulistas (Noffs *et al.*, 2000; Kageyama & Gandara, 2005) e da SPVS (Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental), no litoral do Estado do Paraná (Ferreti & Britez, 2005) utilizaram esse modelo de plantio na implantação em campo.

De forma geral, o que se espera dos plantios em que se consorciavam diferentes grupos ecológicos é que o processo de sucessão ocorra como em uma clareira. Nessas, a seqüência “tradicional” passa pela ocupação inicial das espécies pioneiras, seguida das secundárias e climácicas. Dessa forma, acreditava-se que a simples presença desses grupos sucessionais na

área, já bastava para que a floresta se auto-perpetuasse e não dependesse mais de intervenções humanas para que ela evoluísse em um ritmo constante e ordenado de substituição de espécies no tempo que conduziriam ao seu equilíbrio. No entanto, não fica evidente nessa fase uma preocupação com a diversidade usada em cada grupo sucessional.

O foco dessa fase na sucessão florestal sem vínculo forte com a diversidade de espécies dentro de cada grupo, trouxe como consequência o uso nos projetos de restauração de um número de espécies significativamente inferior ao naturalmente encontrado em florestas tropicais, comprometendo a restauração dos processos ecológicos que garantiriam a perpetuação da área restaurada e de sua diversidade. Ao se limitar a escolha de espécies com base em grupos ecológicos, pode-se também desconsiderar outros elementos importantes para a restauração dos ecossistemas, principalmente no que se refere às interações ecológicas, já que a elevada diversidade de espécies vegetais em florestas tropicais é a principal responsável pela disponibilidade constante e diversificada de recursos para agentes dispersores de sementes e polinizadores, que por sua vez possibilitam a perpetuação das espécies na área restaurada.

Outro aspecto marcante dessa fase foi que a utilização da sucessão como base metodológica para a restauração florestal levou ao favorecimento excessivo do uso das espécies pioneiras, já que essas espécies são as principais responsáveis pelo início do processo de sucessão em uma área em processo de restauração, transformando rapidamente locais outrora ocupados com lavouras, pastagens ou mesmo áreas abandonadas em florestas nativas. Tal favorecimento também resulta na redução da diversidade florística implantada, já que naturalmente o grupo das pioneiras é caracterizado por poucas espécies, sendo que grande diversidade de espécies arbóreas em florestas tropicais está presente nas fases finais da sucessão.

Pelo rápido recobrimento do solo conferido pela copa das espécies iniciais da sucessão e pela formação de uma fisionomia florestal em um curto período, desfavorecendo o crescimento de gramíneas competidoras, os custos iniciais com a manutenção dos reflorestamentos eram menores quando se utilizava maior densidade de espécies pioneiras, em comparação com os métodos tradicionais, que não consideravam o grupo sucessional das espécies e consequentemente utilizavam maior proporção de espécies mais finais da sucessão. Tal constatação levou ao uso desequilibrado dessas espécies nos reflorestamentos, resultando em projetos de restauração com baixa riqueza de espécies e também com baixa equabilidade (proporção de indivíduos de cada espécie), conforme observado por Barbosa *et al.* (2003) em levantamento realizado em áreas restauradas do Estado de São Paulo. Nesse trabalho, constatou-se que mais de 50% dos indivíduos de alguns plantios pertenciam a 2, 3 ou 4 espécies pioneiras de crescimento mais rápido.

Nessa fase, como a metodologia de restauração era focada na sucessão florestal, e não no uso de elevada diversidade vegetal, a própria legislação do Estado de São Paulo que regulamentava essa atividade indicava o uso de 70% ou mais de indivíduos de espécies pioneiras nos reflorestamentos, sem mencionar a necessidade de um número mínimo de espécies (São Paulo, 2002). O uso predominante de espécies pioneiras, somado à falta de cobrança pela diversidade de espécies a ser implantada na restauração florestal, conduziu os viveiros florestais à produção de um número reduzido de espécies, geralmente em torno de 35 (Barbosa *et al.*, 2003), o que consequentemente trouxe reflexos nos reflorestamentos.

A partir da observação de como esses reflorestamentos estavam evoluindo com o passar do tempo, alguns pesquisadores já começaram a notar que seriam necessários ajustes metodológicos para que as florestas restauradas efetivamente pudessem se perpetuar e que a área não retornasse à situação inicial de degradação, ou seja, voltasse a ser invadida por gramíneas exóticas e ficasse desprovida de vegetação nativa. Rodrigues & Gandolfi (1998) alertaram que a sucessão secundária pode não ocorrer em algumas situações, não bastando apenas abandonar essa área para que a restauração ocorresse. É preciso atentar para que o local tenha condições ambientais adequadas para dar suporte às plantas, bem como que haja disponibilidade de espécies através da chegada de sementes (dispersão) ao longo do tempo ou que elas previamente estejam no solo (banco de sementes).

Como a maioria das ações de restauração florestal era realizada em ambientes muito degradados, inclusive considerando a paisagem regional, havia no entorno desses projetos poucos fragmentos de vegetação nativa, principalmente fragmentos conservados, que ainda abrigavam diversidade representativa da flora regional e também de agentes polinizadores e dispersores de sementes. Consequentemente, os reflorestamentos deveriam se sustentar exclusivamente nas espécies introduzidas nos plantios para se auto-perpetuar. Poucos puderam contar com a chuva de sementes como forma de favorecer sua sustentabilidade. Em função disso, esses reflorestamentos entraram em declínio, com a senescência e morte das espécies pioneiras e voltaram a ser ocupados por gramíneas invasoras, de forma que todo o tempo e recursos investidos para a restauração dessas áreas foram perdidos (**Figura 1.3**).

Tais equívocos foram gradativamente sendo corrigidos por tentativas em se aumentar a diversidade e a equabilidade dos reflorestamentos, dando origem a mudanças na forma de se entender a restauração florestal e também na legislação vigente. Destaque pode ser dado para as Resoluções 21 (2001), 47 (2003) e 08 (2008) da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, únicas no sentido de regulamentar e aperfeiçoar a atividade de restauração florestal.

A própria interpretação de que o processo de restauração deveria se sustentar apenas na dinâmica de clareiras mostrou-se equivocada. As áreas submetidas à restauração florestal



Figura 1.3: Como a maioria das ações de restauração florestal tem sido realizada em áreas que já passaram por algum tipo de ocupação agrícola, a presença de gramíneas exóticas invasoras é uma constante. Mesmo após o sombreamento da área em processo de restauração conferido pelas espécies nativas plantadas, tais gramíneas ainda persistem no local por meio do banco de sementes, voltando a se desenvolver logo que pequenas clareiras sejam formadas e estimulem a germinação das sementes dormentes presentes no solo (A). Caso o reflorestamento entre em declínio pela senescência e morte das espécies pioneiras, principalmente se estas foram introduzidas em alta densidade, as gramíneas oportunistas rapidamente irão se alastrar e farão com que a área que havia sido restaurada retorne à situação original de degradação (B).

encontram-se muitas vezes degradadas em função do modelo adotado de uso e ocupação do solo que, por consequência das técnicas de cultivo empregadas, já perderam as camadas superficiais do solo pela ação da erosão, ou esse solo apresentava-se compactado, desestruturado e sem banco de sementes de espécies nativas. Essas áreas estavam sujeitas ainda à pressão de invasão exercida por espécies exóticas, notadamente gramíneas (principalmente a braquiária – *Brachiaria* spp., o colômbio – *Panicum maximum*, e o capim-gordura – *Melinis minutiflora*) e algumas espécies arbóreas (como leucena – *Leucaena leucocephala*, ipê-de-jardim – *Tecoma stans*, pinus – *Pinus* spp., e santa-bárbara – *Melia azedarach*). Dessa forma, tratar sempre as áreas degradadas como clareiras em meio a vegetação nativa pode ter certamente definido o insucesso de algumas iniciativas de restauração florestal.

Além disso, começou-se a questionar se a implantação direta de linhas de pioneiras e não pioneiras garantiria a efetiva ocupação da área restaurada, pois muitas espécies pioneiras, como as embaúbas (*Cecropia* spp.) e os guapuruvus (*Schizolobium* spp.), apesar de crescerem rapidamente não promoviam uma boa cobertura do solo na linha das pioneiras. A limitação do sombreamento inicial certamente favorece a invasão da área restaurada por gramíneas exóticas agressivas, aumentando os custos de manutenção e a probabilidade de insucesso dessas iniciativas (Nave, 2005; Nave & Rodrigues, 2007).

Dessa forma, para garantir a eficácia dessas ações, foi necessária a adequação de uso dos conceitos da sucessão florestal na restauração. A partir dessa constatação, as diferentes espécies regionais passaram a ser distribuídas em dois grupos: de Preenchimento e de Diversidade. O grupo

de preenchimento é constituído por espécies que possuem bom crescimento “e” boa cobertura de copa, proporcionando o rápido fechamento da área plantada, e no grupo de diversidade incluem-se

Projeto: Reflorestamento do Parque Florestal São Marcelo (Figura 1.4)

Localização: Mogi-Guaçu-SP

Publicações relacionadas: Zonete et al., 2005

Características do projeto que justificam sua inserção nessa fase:

O Parque Florestal São Marcelo possui uma área de aproximadamente 180 ha, a qual foi reflorestada com baixa diversidade florística e predomínio de espécies iniciais da sucessão, com destaque para a crindiúva (*Trema micrantha* (L.) Blum). Em função disso, vários trechos do reflorestamento, hoje com 10 anos, estão entrando em declínio em função da senescência dos indivíduos das espécies iniciais da sucessão, os quais estão sendo progressivamente substituídos por gramíneas invasoras. Visando reverter esse processo, trabalhos de enriquecimento, inclusive testando a semeadura direta, foram e estão sendo conduzidos nesse local.



Figura 1.4: Visão externa do reflorestamento do Parque São Marcelo, em Mogi-Guaçu-SP (A), mostrando que o plantio de espécies nativas na área deu origem a uma fisionomia florestal. Entretanto, uma visão interna desse reflorestamento (B) mostra claramente que não está havendo a substituição gradual das espécies no tempo, pois o sub-bosque está desprovido de plântulas e juvenis de espécies nativas e já começa a ser invadido por gramíneas exóticas agressivas, principalmente pelo aumento da luminosidade resultante da senescência dos indivíduos de espécies pioneiras.

as espécies que não possuem bom crescimento “e/ou” nem boa cobertura de copa, mas são fundamentais para garantir a perpetuação da área plantada, já que são as espécies desse grupo que irão gradualmente substituir as do grupo de preenchimento quando essas entrarem em senescência, ocupando definitivamente a área restaurada e garantindo sua condução de forma sustentável. Esses termos voltarão a ser tratados na Fase 4 e em outros trechos do presente documento.

Projeto: Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP (Figura 1.5)

Localização: Ilha Solteira-SP, Paraibuna-SP, Promissão-SP, Teodoro Sampaio-SP

Publicações relacionadas: Kageyama, 1992; Silva, 1992; Souza, 2000, Souza et al., 2004.

Características do projeto que justificam sua inserção nessa fase:

Esse foi um dos primeiros projetos em larga escala a inserir a questão sucessional como base para a maior efetividade das ações de restauração e para a auto-perpetuação das florestas implantadas. Além de realizar a classificação das espécies nativas em grupos sucessionais de acordo com modelos tradicionais, considerou-se também as características silviculturais dessas espécies e o comportamento das mesmas em plantios anteriores realizados pela CESP para a definição desses grupos. Foi utilizada baixa diversidade florística (30 a 40 espécies), espécies não regionais e baixa equabilidade (mais de 50% dos indivíduos do plantio eram pertencentes a 2, 3 ou 4 espécies). Essa situação foi observada principalmente na primeira fase do projeto, sendo posteriormente modificada a partir de um convênio institucional entre a CESP e o Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”/USP, no qual passou-se a aprimorar as metodologias utilizadas nesses projetos de restauração florestal, no sentido de aumentar a diversidade.

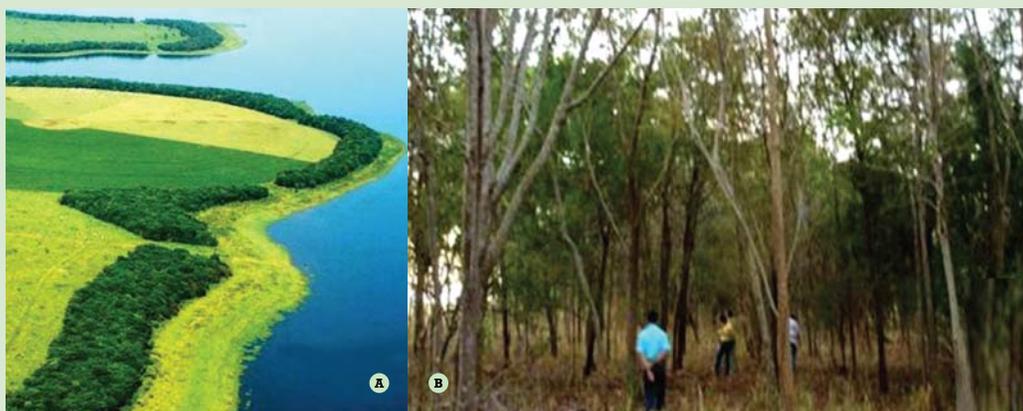


Figura 1.5: Visão externa (A) de um reflorestamento realizado pela CESP no entorno de um reservatório em Paraibuna-SP, mostrando a formação de uma fisionomia florestal. No entanto, a auto-perpetuação desse reflorestamento está seriamente comprometida, pois o uso quase que exclusivo de espécies pioneiras, em uma região cujo entorno é desprovido de remanescentes naturais que possibilitem a chegada significativa de sementes na área por meio da dispersão, determina a não ocupação do sub-bosque por espécies nativas (B), conduzindo o reflorestamento ao declínio após a morte das espécies iniciais da sucessão.

FASE 3:

RESTAURAÇÃO BASEADA NA SUCESSÃO DETERMINÍSTICA, BUSCANDO REPRODUZIR UMA FLORESTA DEFINIDA COMO MODELO

Pedro Henrique Santin Brancalion, Sergius Gandolfi, Ricardo Ribeiro Rodrigues

Em função dos plantios baseados apenas na sucessão florestal e sem preocupação com o uso de um grande número de espécies não terem conseguido atingir a sustentabilidade quando inseridos em regiões muito fragmentadas (condição mais comum dos projetos de restauração), a próxima tentativa de melhoria desses projetos buscou não só copiar a sucessão da floresta como também sua florística e estrutura. Dessa forma, a meta da Fase 3 era basicamente criar um modelo de restauração florestal que resultasse, dentro de um curto período, numa floresta pronta, com elevada diversidade e com suas interações e funções ecológicas reestabelecidas. Embora ousada, tal meta poderia ser teoricamente atingida a partir da cópia de “florestas-modelo” ocorrentes na região onde seria implantado o reflorestamento. Com base nos estudos realizados nessas florestas-modelo, era possível definir, por exemplo, quantas e quais espécies deveriam ser introduzidas na área, a proporção entre grupos sucessionais (pioneiras, secundárias e climácicas), o número de indivíduos de uma determinada espécie por hectare e a distância média entre esses indivíduos.

A dúvida era que floresta copiar e, nesse sentido, a teoria ecológica vigente pregava que apenas uma comunidade clímax era aceita para cada situação do ambiente e, assim, essa fase se caracterizou como uma tentativa de cópia desse clímax, representado por uma única e exclusiva possibilidade. Com início do desenvolvimento de um modelo de restauração florestal especialmente voltado para as florestas tropicais, os conceitos adotados nessa atividade passaram a ser fortemente baseados nos estudos sobre a estrutura e o funcionamento de florestas conservadas. A partir desse momento, os melhores fragmentos remanescentes de uma dada região passaram a servir de modelos para o planejamento da restauração naquela região e serviriam como “receitas prontas” para se produzir uma floresta em equilíbrio (Rodrigues *et al.*, 2009).

Sendo assim, a caracterização florística e da estrutura de um fragmento florestal bem conservado passou a se constituir num dos passos para o estabelecimento de metodologia de restauração de florestas tropicais. Levantamentos florísticos e fitossociológicos passaram então a definir a densidade de indivíduos, a escolha das espécies e a forma de distribuí-las no plantio (Rodrigues & Gandolfi 2004), representando a melhor forma de copiar uma comunidade clímax e em equilíbrio.

■ A BUSCA POR UM CLÍMAX ÚNICO E PRÉ-DEFINIDO

Para os conceitos da época, a sucessão florestal operava sempre no sentido de conduzir a vegetação de uma condição de maior instabilidade para uma de maior estabilidade, em um sentido unidirecional e constante de substituição de grupos sucessionais no tempo que convergia em uma comunidade clímax. Sob esse ponto de vista, áreas desprovidas de vegetação seriam inicialmente ocupadas por espécies pioneiras, as quais dariam lugar progressivamente a espécies pertencentes aos grupos mais avançados da sucessão até que as espécies climácicas dominassem a comunidade vegetal, mantendo a vegetação estabilizada em um estado de equilíbrio (Clements, 1916; Margalef, 1963; Odum, 1969).

Esse jeito de entender o desenvolvimento dos ecossistemas, denominado de “Paradigma Clássico da Ecologia”, interpretava os diferentes ambientes como sistemas fechados e autoajustáveis, nos quais os distúrbios naturais e os impactos antrópicos tinham importância minimizada, uma vez que eram considerados elementos externos ao sistema e que não determinavam sua estrutura, organização e funcionamento (Pickett *et al.*, 1992; Pickett & Ostefeld, 1995; Parker & Pickett, 1999). Dessa forma, as espécies pertencentes aos diferentes grupos sucessionais inseridas nas áreas em restauração serviriam de substrato para que a sucessão florestal operasse e levasse a comunidade a atingir o clímax, de forma ordenada e previsível. Acreditava-se que a simples presença dos grupos sucessionais no reflorestamento, sem considerar a diversidade de espécies dentro deles ou as possíveis influências das condições bióticas e abióticas no processo, já bastasse para que o sistema se auto-equilibrasse e se tornasse sustentável.

Diante desse conceito, não se considerava a hipótese de haver vários clímax possíveis, produzidos a partir de diferentes trajetórias de distúrbio, como por exemplo, eventos ambientais imprevisíveis (vendavais, alagamento, queimadas, períodos de estiagem), variações naturais nas condições microclimáticas e edáficas, e até mesmo alterações profundas das características bióticas e abióticas do local a ser restaurado, produzidas como consequência do processo

de transformação antrópica da paisagem (perda de fertilidade do solo, mudança na capacidade de armazenamento de água, presença de espécies invasoras, ausência de fragmentos florestais no entorno que contribuam com a regeneração natural, etc). A forte confiança no poder de transformação do ambiente conferido pelas espécies vegetais, desconsiderando-se os fatores que muitas vezes levaram à própria degradação da comunidade que se pretende restaurar, teve como consequência uma série de insucessos nos trabalhos de restauração.

Apenas recentemente os distúrbios naturais foram reconhecidos como fenômenos frequentes e que exercem marcante influência na dinâmica de desenvolvimento da vegetação, dando origem ao “Paradigma Contemporâneo da Ecologia” (Pickett & White, 1985) (**Figura 1.6**). A partir de então, o processo sucessional passou a ser considerado como um produto de eventos estocásticos, os quais não operavam em um sentido pré-estabelecido e também não conduziam a área restaurada a um único clímax, mas sim criavam inúmeras possibilidades de trajetórias que levariam a comunidade vegetal a diferentes níveis de organização e estrutura (Gandolfi *et al.*, 2005; Gandolfi & Rodrigues, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009). Essa visão passou a ser considerada somente na fase seguinte (Fase 4) da evolução do pensamento da restauração florestal, resultando no uso de vários métodos de restauração, além do plantio total de mudas, tal como a condução da regeneração natural e a semeadura direta, transplante de plântulas, etc.

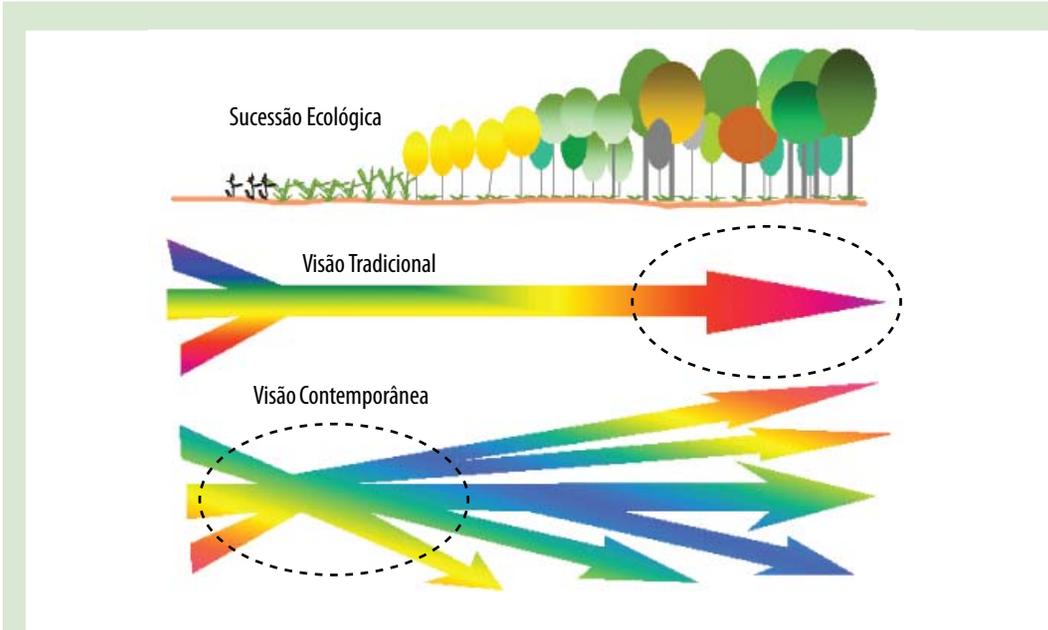


Figura 1.6: As mudanças no entendimento da dinâmica em florestas tropicais levaram à percepção de que o processo de sucessão ecológica não era mais unidirecional, levando a apenas um clímax pré-definido. Hoje acredita-se que inúmeras possibilidades de trajetórias podem levar uma comunidade vegetal a diferentes níveis de organização e estrutura.

■ USO DE ALTA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES NATIVAS REGIONAIS

Dentro do conceito de cópia de uma floresta madura e de um clímax único, os projetos de restauração florestal desenvolvidos nessa fase passaram a focar no uso de alta diversidade florística regional (Ruiz-Jaen & Aide 2005), já que era essa a situação normalmente encontrada nos fragmentos florestais conservados que passaram a embasar a metodologia de restauração dessa fase. Assim, para que o “ideal” de floresta pudesse ser reconstruído, era fundamental que suas partes constituintes (nesse caso em particular apenas as espécies arbóreas) estivessem presentes na área em processo de restauração e que também fossem ordenadas e distribuídas de acordo com o observado na floresta-modelo.

Esse conceito está fortemente enraizado nas teorias de Ecologia de Comunidades de florestas tropicais (Palmer *et al.*, 1997), nas quais a forte interação existente entre as várias espécies constituintes do sistema e a exploração de diferentes nichos pelas mesmas é que possibilitam a coexistência, a geração e a manutenção de alta diversidade biológica (Ricklefs, 1977; Denslow, 1995; Wills *et al.*, 1997; Wright, 2002; Peters, 2003; Wills, 2006). Dessa forma, além da preocupação em se reproduzir a floresta original em sua florística e estrutura, esperava-se também que o uso de alta diversidade de espécies pudesse reintroduzir, nas áreas restauradas, os processos responsáveis pela perpetuação dessas florestas restauradas (Lamb *et al.*, 2005), o que não tinha sido obtido na fase anterior, gerando assim, comunidades florestais equilibradas. Além disso, como um dos principais objetivos da restauração florestal era também restauração e conservação da biodiversidade remanescente, isso só seria possível se a maioria das espécies arbóreas originalmente presentes na floresta usada como modelo estivesse representada nesses projetos, por meio do plantio de mudas.

■ PREOCUPAÇÃO COM A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES NO CAMPO

Principalmente a partir dos estudos fitossociológicos foi possível constatar que havia grande variação na densidade (espécies abundantes, comuns e raras) e na distribuição espacial (agregada, regular e aleatória) das espécies nas florestas. Segundo Kageyama & Gandara (2004), de maneira geral é possível dizer que espécies pioneiras e climácicas são mais comuns, enquanto as secundárias ocorrem em baixas densidades, sendo responsáveis por boa parte da elevada riqueza das florestas tropicais. Além disso, por ocorrerem em baixa densidade, as espécies raras se tornam mais vulneráveis à extinção e ao isolamento reprodutivo, realçando

a importância de se aumentar o conhecimento sobre o papel que estas espécies exercem nos ecossistemas (Lyon *et al.*, 2005) e de como os projetos de restauração florestal podem contribuir para o restabelecimento das comunidades das mesmas.

A partir desses trabalhos, verificou-se que as florestas tropicais possuem muitas espécies em baixa densidade e poucas espécies em maior densidade, sendo esse um dos fatores que permitem a coexistência de tantas espécies em um mesmo local (Scudeller *et al.*, 2001). Diante disso, os teóricos da Ecologia da Restauração de florestas tropicais passaram a considerar como essencial o controle da densidade de indivíduos plantados para cada uma das espécies introduzidas nos reflorestamentos, buscando reproduzir o que ocorria em formações naturais. Como esse método de restauração tinha associação direta com a estrutura de remanescentes florestais considerados modelo, pretendia-se não só reproduzir o número de indivíduos por espécie na área (densidade), como também copiar o padrão de distribuição espacial observado na floresta. As mudas plantadas de uma determinada espécie eram então separadas umas das outras por distâncias similares às observadas na floresta, entre os indivíduos maduros.

Apenas pelo conceito de cópia da estrutura de florestas conservadas, a inserção da distribuição espacial ordenada das espécies nos projetos de restauração florestal já se justificaria, mas as descobertas sobre a biologia reprodutiva das espécies arbóreas tropicais reforçaram a necessidade de planejar a distribuição espacial dessas espécies no campo como forma de se evitar o isolamento reprodutivo (Castro *et al.*, 2007). A partir de pesquisas relacionadas aos agentes polinizadores de algumas poucas espécies e à distância de vôo dos mesmos, foi possível estabelecer valores de distância máximos que possibilitariam a continuidade do fluxo gênico intraespecífico, sem haver o isolamento reprodutivo dos indivíduos (Castro, 2007).

Na prática, esses conceitos se traduziram na utilização de módulos sucessionais com área definida, os quais eram montados com diferentes espécies, pertencentes aos três grupos sucessionais considerados (pioneiras, secundárias iniciais e climáticas). Assim, esperava-se que os componentes desses grupos se substituiriam gradualmente no tempo, levando a floresta ao clímax (**Figura 1.7**). Diante desses conceitos, essa organização “forçada” da floresta só seria atingida tendo como base o plantio de mudas, o que de certa forma restringia o desenvolvimento de novas metodologias de restauração florestal baseadas em processos estocásticos e não previsíveis, como o desenvolvimento da regeneração natural, a transposição do banco de sementes alóctone e a semeadura direta. Além disso, desconsideraram-se os processos naturais que determinam a composição e organização final da comunidade, tais como a herbivoria, a competição inter e intraespecífica, a preferência por nichos ecológicos, estresses abióticos, etc, pois a densidade e a distribuição espacial adotados como referência na definição do método a ser empregado tiveram como base os padrões observados para indivíduos adultos, que já supe-

raram boa parte desses filtros, e não para os indivíduos jovens, que melhor representariam as mudas implantadas em uma área em fase inicial de restauração.

Mesmo que apoiada sobre uma base teórica frágil e não condizente com a real dinâmica de florestas tropicais, parte dos avanços obtidos nessa fase, como por exemplo a preocupação com a diversidade vegetal e com a biologia reprodutiva dessas espécies, continuam incorporados nos modelos metodológicos até hoje. Todos esses acertos e erros do passado fazem parte de um processo natural de amadurecimento da Ecologia da Restauração como ciência, a qual é muito recente.

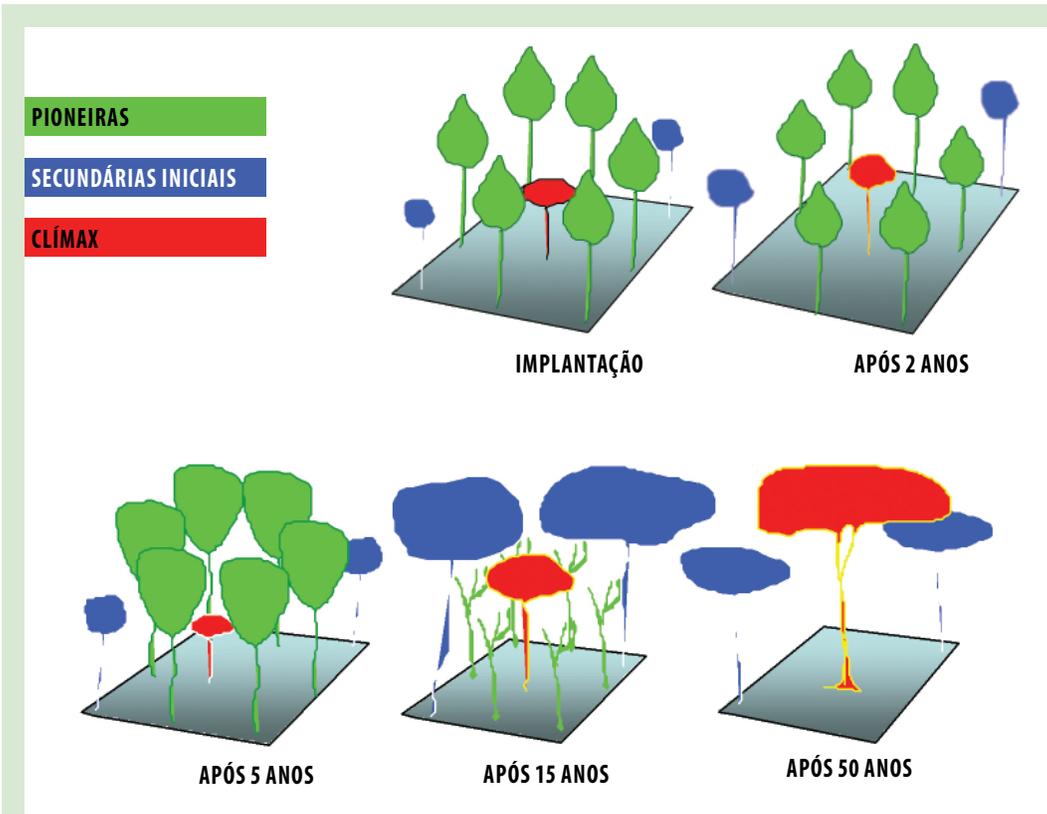


Figura 1.7: Esquema ilustrativo da organização dos módulos de plantio de espécies nativas e do processo de substituição gradual dessas espécies no tempo esperado, culminando na formação de uma floresta em clímax.

Projeto: Reflorestamento do entorno do reservatório de água para abastecimento público do município de Iracemápolis-SP (Figura 1.8)

Localização: Iracemápolis-SP (22° 36'S e 47° 33'W)

Publicações relacionadas: Rodrigues, 1992; Luca, 2002; Siqueira, 2002; Vieira & Gandolfi, 2006.

Características do projeto que justificam sua inserção nessa fase:

Reflorestamento de espécies nativas com 20ha realizado no entorno do reservatório de água para abastecimento público do município de Iracemápolis-SP e implantado nos anos de 1988 e 1989. A maioria dos indivíduos utilizados no plantio pertence a espécies arbóreas nativas regionais (140 espécies), as quais foram selecionadas a partir de levantamentos florísticos e fitossociológicos de remanescentes florestais da região. As espécies foram agrupadas em módulos de plantio com base nos conceitos de sucessão secundária, sendo que cada módulo continha nove indivíduos (6 de espécies pioneiras, 2 de espécies secundárias iniciais e 1 de espécies secundárias tardias ou clímax). Foram utilizados dois tipos de distribuição espacial para os indivíduos: agrupado, no qual as repetições do módulo que continham uma determinada espécie foram alocadas próximas uma das outras, e regular, no qual as repetições foram distribuídas regularmente na área. A distribuição das repetições para cada tipo de módulo foi obtida por meio de uma análise conjunta dos parâmetros densidade e frequência relativa que essas espécies apresentavam nas formações naturais que serviram de base para a elaboração do projeto.



Figura 1.8: Visão externa (A e B) do reflorestamento do entorno do reservatório de água para abastecimento público do município de Iracemápolis-SP. Eventos ambientais estocásticos, tal como fortes ventos que causaram a queda de várias árvores no ano de 2003 resultaram na mudança da estrutura determinada pelo plantio, alterando a ordem e distribuição de espécies previamente estabelecida. Entretanto, como esse reflorestamento foi realizado com alta diversidade, as clareiras abertas pela queda das árvores foram fechadas pelo desenvolvimento das plantas que estavam presentes no sub-bosque, oriundas da chuva de sementes das áreas do entorno e das próprias árvores plantadas. Além das espécies arbóreas, outras formas de vida, como lianas, começam a surgir nesse reflorestamento (C).

FASE 4:

ABANDONO DA CÓPIA DE UM MODELO DE FLORESTA MADURA E FOCO NA RESTAURAÇÃO DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS RESPONSÁVEIS PELA RE-CONSTRUÇÃO DE UMA FLORESTA (FASE ATUAL)

Ingo Isernhagen, Pedro Henrique Santin Brancalion,

Ricardo Ribeiro Rodrigues, Sergius Gandolfi

A idéia de se copiar uma floresta madura, tentando reproduzir a florística e a estrutura dessa, com base em levantamentos florísticos e fitossociológicos de um ou poucos remanescentes de floresta madura, se constituiu na base do “Paradigma Clássico” da restauração florestal. Nesse modelo (Fase 3), como visto anteriormente, o único método aceito de implantação da restauração no campo era o plantio de mudas, pois o uso de mudas permitia a previsibilidade da cópia da floresta madura estabelecida como modelo. Essas mudas eram colocadas em combinações sucessionais, misturando espécies iniciais e finais da sucessão, distribuídas em unidades de áreas (módulos) pré-estabelecidas, como módulos de 9, 16 ou mais indivíduos (Crestana *et al.*, 2004), já que a intenção desse modelo era a reprodução florística e estrutural daquela floresta modelo. Como o entendimento do processo de sucessão ecológica como unidirecional, a única metodologia de restauração aceita e praticada, pela previsibilidade, era mesmo o plantio de mudas.

Esse modelo começou a ser questionado a partir da compreensão de que as comunidades naturais são sistemas abertos, sofrendo a ação e sendo limitados por fatores internos e externos muitas vezes imprevisíveis (sucessão estocástica) (Pickett *et al.*, 1992; Palmer *et al.*, 1997; Parker & Pickett, 1999; Choi, 2004; Aronson & van Andel, 2005). Basear-se exclusivamente em um levantamento fitossociológico para caracterizar um ambiente pode levar ao erro de retratar as características estruturais de um único momento da história natural daquele fragmento estudado. Ao compreender que os ecossistemas são sistemas abertos e que a florística e estrutura são influenciadas também por fatores externos àquela comunidade, inclusive os distúrbios (Gandolfi *et al.*, 2007c), admitiu-se a possibilidade de diferentes comunidades finais num mesmo ambiente, em termos florísticos e estruturais, dependendo da atuação de fatores estocásticos definidores dessas características.

Dessa forma, um mesmo ecossistema pode se constituir em diferentes mosaicos de situações ambientais, fruto de um histórico de distúrbios aleatórios naturais, principalmente a abertura de clareiras pela queda de árvores provocada por morte natural, raios, incêndios, deslizamentos de terras e por outros distúrbios, como a própria ação humana. Além disso, consta-

tou-se uma considerável heterogeneidade ambiental, e a existência de agregados (manchas) de espécies nas comunidades florestais (Hartshorn, 1989). Tornou-se necessário entender que a biota é dinâmica em termos temporais, e que os estudos estruturais nada mais eram do que “fotografias” do momento, podendo mudar com o tempo. Inouye (1995) relembrou que muitas sutilezas dos processos naturais podem passar despercebidas, dadas as múltiplas relações entre os seres vivos e que “variação é a regra e não a exceção como se entendia anteriormente”.

As comunidades vegetais só podem ser compreendidas de forma mais completa quando se considera o ciclo de vida das espécies (nascimento, crescimento, reprodução, morte, dispersões, entre outros fatores) (**Figura 1.9**). Aos levantamentos fitossociológicos descritivos de um único momento das comunidades vegetais contrapõem-se os inventários periódicos realizados em parcelas permanentes, que explicitam a dinâmica da comunidade (EMBRAPA, 2009; CTFS, 2009; LERF, 2009). Estes podem fornecer melhores entendimentos sobre a dinâmica das populações e da comunidade, desde a distribuição horizontal e vertical das comunidades, as mudanças temporais, a distribuição etária dos indivíduos, os processos de migração e extinção, a dinâmica do banco de sementes do solo, as taxas de recrutamento das plântulas e a biologia floral das espécies, entre outros (Baider *et al.*, 1999; Lima & Moura, 2004; Zipparro & Morellato, 2005; Dias, 2005; Rother *et al.*, 2009).

O estudo das clareiras, intitulado de dinâmica de clareiras, fundamentou essa mudança de paradigma (ver revisão em Gandolfi *et al.*, 2007c). As clareiras surgem constantemente nos ambientes florestais, ocasionando a formação de microclimas distintos que condicionam o desenvolvimento de diferentes grupos de espécies (Ferreti, 2002). Variando em tamanho e na frequência de ocorrência, tanto no tempo quanto no espaço (Denslow, 1980), as clareiras estimulam a regeneração natural de muitas espécies intolerantes à sombra, geralmente conhecidas como espécies típicas de clareiras. Diversos fatores podem influenciar no desenvolvimento diferencial de espécies nesses ambientes, como luz, temperatura, umidade, nutrientes, herbivoria, disponibilidade no banco de sementes e dispersão (Matthes & Martins, 1996). A luminosidade, por exemplo, é considerada um dos principais fatores que influenciam no desenvolvimento diferencial das espécies que colonizam não só as clareiras (Vasquez-Yanes & Guevara, 1985; Bazzaz, 1986; Ferreti, 2002) como também o sub-bosque (Gandolfi *et al.*, 2007a).

Os pesquisadores de dinâmica de ecossistemas florestais perceberam que, nessas clareiras, o processo de sucessão ecológica nem sempre ocorria de forma unidirecional, mas sim dependente das características físicas locais, das espécies presentes, das características da paisagem regional, das características do entorno imediato e do histórico de ocupação da área (Gandolfi *et al.*, 2007c; Gandolfi & Rodrigues, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009). Como já visto, aceita-se hoje a idéia de ausência de um único ponto de equilíbrio: em uma comunidade



Figura 1.9: Representação esquemática dos processos ecológicos de uma comunidade vegetal. O entendimento desses processos é essencial para desenvolver diferentes métodos de restauração florestal.

natural, o “clímax” está em constante mudança, e os sistemas naturais poderiam apresentar comunidades clímax com diferentes características, inclusive florísticas e estruturais. Ou seja, o processo de sucessão pode ocorrer seguindo múltiplas trajetórias, em um equilíbrio dinâmico (Pickett *et al.*, 1992; Palmer *et al.*, 1997; Parker & Pickett, 1999, Choi, 2004; Aronson & van Andel, 2005). Cada comunidade final possuiria, então, particularidades florísticas e estruturais, definidas pelo histórico pretérito e futuro de perturbações naturais e humanas (Gandolfi *et al.*, 2007b; Gandolfi & Rodrigues, 2007).

O entendimento dessa dinâmica acabou por descredenciar a cópia de uma floresta madura como uma metodologia indicada para restauração de comunidade florestais, já que as características dessa comunidade poderiam se alterar no tempo, dependendo da atuação dessas forças estocásticas. Com isso, o plantio de mudas como única metodologia de restauração de áreas, por permitir a cópia da comunidade madura, começou a ser questionado. Várias outras metodologias de restauração começaram a ser testadas, escolhidas de acordo com as características locais, considerando o uso atual e histórico da área, a paisagem regional e logicamente as características do ambiente, definindo o tipo vegetacional (Gandolfi *et al.*, 2007c;

Gandolfi & Rodrigues, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009). Isso resultou numa diversificação efetiva dos métodos de restauração, às vezes a pequenas distâncias, não mais com preocupação de restauração de uma comunidade final pré-definida pelo restaurador, mas sim da restauração dos processos ecológicos que levam à construção de comunidade vegetais, possivelmente com características florísticas e estruturais variáveis e não previsíveis no tempo, dependendo da atuação de fatores externos de perturbação natural ou não. Sendo assim, muda-se o paradigma da restauração, dando enfoque não mais somente nas características florísticas e fisionômicas da comunidade restaurada, mas também nos processos que garantam sua construção e manutenção no tempo. Essa é a nova concepção de restauração ecológica.

Dessa forma, a florística e a estrutura dessa comunidade restaurada resulta da interação entre as ações implementadas e os processos de migração e seleção de espécies que irão se desenvolver no local em restauração (Gandolfi & Rodrigues, 2007). Para isso, deve-se atentar para o incremento temporal da diversidade de espécies e de formas de vida, das características da regeneração natural, indicadora do funcionamento da comunidade, para a restauração da diversidade genética, do restabelecimento da sucessão ecológica, do papel dos diferentes grupos funcionais de espécies nativas regionais e dos demais processos ecológicos mantenedores dos ecossistemas naturais. Isso tudo deve estar aliado ao isolamento das áreas restauradas e dos remanescentes naturais dos fatores de degradação mais intensos e diretos, como fogo, extrativismo, caça, deposição de sedimentos ou outros materiais, e a eliminação de espécies exóticas invasoras (Kageyama & Gandara, 2003, Gandolfi & Rodrigues, 2007).

A identificação da metodologia mais adequada de restauração de uma dada área depende de um diagnóstico apropriado do próprio local a ser restaurado e do entorno imediato e regional (Rodrigues *et al.*, 2009). Nesse sentido, o aproveitamento da regeneração natural, através do controle de competidores e condução dos regenerantes, pode ser o método mais efetivo de restauração, sem plantio inicial de mudas, em locais cujo diagnóstico apontou elevado potencial de auto-recuperação do local. Esse potencial ocorre em função do uso histórico da área, que não eliminou os regenerantes naturais e/ou das características do entorno daquela unidade da paisagem, que permitiu a chegada continuada de propágulos de espécies nativas na área a ser restaurada. Já em outras situações, em função do elevado grau de degradação local e/ou regional (uso agrícola intenso, recorrência de queimadas, processos erosivos, desqualificação do substrato, etc.), o único método possível de restauração será a introdução de espécies nativas regionais através do plantio (de mudas e/ou sementes) (**Figura 1.10**).

Às vezes todas essas situações podem ocorrer na mesma região, microbacia e/ou até na mesma propriedade (Engel & Parrotta, 2003; Rodrigues & Gandolfi, 2004; Alves & Metzger, 2006, Gandolfi & Rodrigues, 2007). Outros métodos têm sido testados, monitorados e propo-

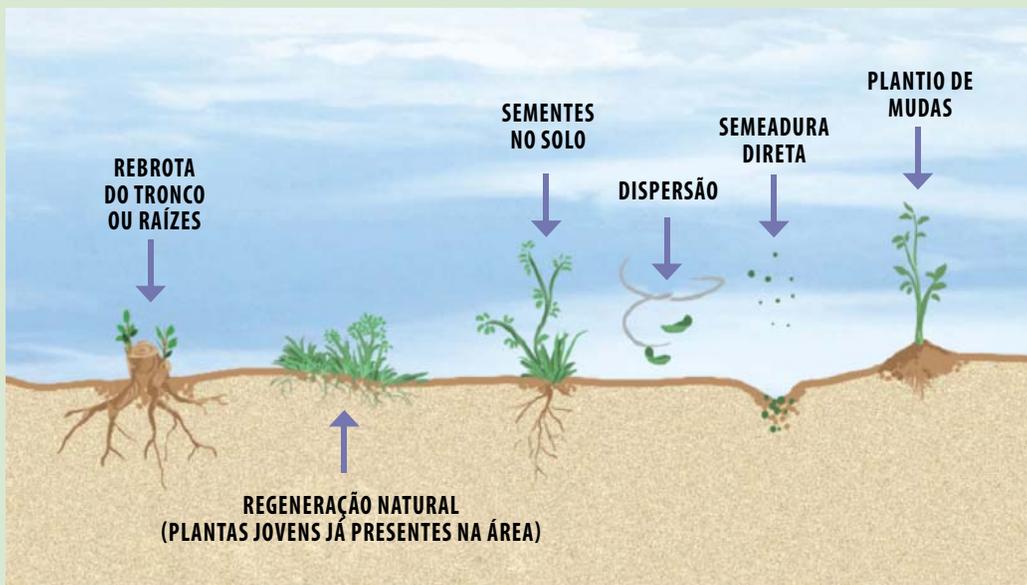


Figura 1.10: Possíveis métodos para restauração ecológica, desde aproveitamento do potencial de regeneração local, passando por monitoramento da chegada de propágulos até o plantio de mudas (em casos onde não houve expressão da regeneração natural) (extraído de LERF, 2008).

tos pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP) através de projetos de Iniciação Científica, Mestrado ou Doutorado (**Figura 1.11**), dentro do contexto do paradigma contemporâneo da restauração, como por exemplo:

- controle de competidores e condução da regeneração natural, inclusive com consórcio entre adubação verde e plantio de mudas de espécies arbóreas nativas;
- o uso do banco de sementes e/ou de plântulas nativas alóctone, coletados em formações naturais que serão degradadas por algum motivo (estradas, mineração, hidrelétricas, etc.) (Nave, 2005; Jakovac, 2007; Viani *et al.*, 2007; Viani & Rodrigues, 2008; Bertoni & Rodrigues, 2008), obtidos a partir do sub-bosque de plantios comerciais de eucalipto ou mesmo de pinus, culturas de cacau de cabruca, sistemas agroflorestais biodiversos, etc. (Peneireiro, 1999; Carneiro & Rodrigues, 2007; Viani & Rodrigues, 2007) ou mesmo em ambientes agrícolas ou minerados que mantiveram ou constituíram banco de sementes (Rodrigues *et al.*, 2004; Rodrigues e Gandolfi, 2007);
- semeadura direta para preenchimento de áreas degradadas ou de enriquecimento de áreas naturais ou restauradas com baixa diversidade (Soares & Rodrigues, 2008), garantindo a perpetuação dessas áreas;
- uso de poleiros naturais ou artificiais para atração de propágulos de espécies nativas, principalmente na função de resgate da biodiversidade de ambientes florestais (naturais ou restaurados) com baixa diversidade (Melo, 1997), etc.;

■ plantio de mudas com diferentes modelos de espaçamento e proporções de espécies (Rodrigues *et al.*, 2009).

Essa fase, como relatado anteriormente, representa o estado atual da atividade da restauração ecológica na Mata Atlântica em larga escala. No entanto, muitos avanços ainda são necessários para se garantir uma efetiva restauração e manutenção da diversidade local e regional e dos demais componentes do ecossistema, incluindo nisso a restauração da diversidade genética, de diferentes formas de vida, de grupos funcionais, dos ciclos biogeoquímicos, e até a sustentabilidade econômica dessas iniciativas de restauração, considerando os possíveis serviços ambientais dessas áreas restauradas. Essas possibilidades têm sido apontadas e testadas nos estudos de Ecologia Florestal de formações tropicais e de áreas restauradas. As fases 5 a 8 descritas a seguir apresentam alguns trabalhos desenvolvidos já dentro desses novos desafios da restauração ecológica, muitos ainda necessitando de testes em larga escala e adaptações como possíveis métodos viáveis de restauração.



Figura 1.11: Exemplos de alguns estudos em andamento no LERF com temas relacionados à Fase 4 descrita no presente documento: condução de regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas (A); plantios de grupos funcionais de preenchimento e diversidade (B); semeadura direta de espécies arbóreas nativas em linha (C); resgate de plântulas (D).

Muitos avanços ainda são necessários na restauração florestal para se garantir que as florestas restauradas exerçam o efetivo papel de mantenedoras, junto com as florestas remanescentes, de biodiversidade. O grande desafio é fazer com que as florestas restauradas assumam gradualmente características próximas de florestas naturais, exercendo uma ampla gama de serviços ambientais, como a proteção de nascentes e cursos d'água, da preservação de encostas, e principalmente da interligação dos fragmentos remanescentes na paisagem. Esses avanços devem incluir não apenas a restauração e manutenção da diversidade de espécies, incluindo as diferentes formas de vida, os microorganismos, mas também da diversidade genética, da rede de interações, dos grupos funcionais, dos ciclos biogeoquímicos e até a sustentabilidade econômica dessas iniciativas de restauração (Rodrigues *et al.*, 2009).

Muitos desses outros aspectos da restauração têm sido discutidos e testados pela Ecologia da Restauração, mas ainda de forma muito incipiente, como iniciativas isoladas e aplicadas em pequena escala, que não permitem traduzi-las em metodologias replicáveis de restauração em larga escala. Dessa forma, as fases seguintes estão colocadas nesse referencial teórico das ações de restauração como próximos desafios (fases 5 a 8), onde essas poucas iniciativas são apresentadas e colocadas para uma discussão mais ampla, visando a permitir avanços na sua adequação prática, com a reflexão sobre essas iniciativas e sua replicação no espaço.

FASE 5: **INCORPORAÇÃO DO CONCEITO DA DIVERSIDADE GENÉTICA NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Pedro Henrique Santin Brancalion, Sergius Gandolfi, Ricardo Ribeiro Rodrigues

O avanço do conhecimento científico sobre o funcionamento das florestas tropicais tem resultado em significativas alterações na forma de se entender e praticar a restauração florestal, inserindo novos conceitos e metodologias nos trabalhos desenvolvidos em diversas formações vegetais brasileiras, mas principalmente na Mata Atlântica *senso lato* (Rodrigues & Gandolfi 2007; Wuethrich, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009). Dessa forma, além da incorporação da sucessão florestal e da estocasticidade a ela associada, dos conceitos de Ecologia da Paisagem e da comprovação da necessidade de elevada diversidade florística regional para perpetuação dos projetos de restauração de formações tropicais, a constatação da diversidade genética como uma das bases principais da conservação ambiental também trouxe reflexos nas ações de restauração

ecológica. Isso tem definido uma nova demanda nos projetos de restauração, que além da restauração da diversidade florística necessitam também equacionar a restauração da diversidade genética dessas comunidades (Kageyama & Gandara, 2004; Rodrigues *et al.*, 2009).

Nesse novo paradigma, um dos aspectos mais considerados na implantação e monitoramento da restauração é a da capacidade de auto-sustentação da comunidade restaurada. Nesse sentido, espera-se que os processos ecológicos que garantem o funcionamento e manutenção das características das florestas naturais remanescentes possam ser re-inseridos nas florestas restauradas, garantindo assim suas características de elevada diversidade e sua perpetuação no tempo, mesmo considerando a sua condição de fragmentação na paisagem (Kageyama & Gandara, 2004).

Além da importância para a sobrevivência da própria espécie, a diversidade genética pode inclusive alterar o funcionamento dos ecossistemas. Por exemplo, no trabalho de Madritch & Hunter (2002), a constituição genética de diferentes indivíduos de *Quercus laevis* afetou diretamente a constituição química da serapilheira produzida pelos mesmos, que por sua vez definiu o padrão da ciclagem do carbono e nitrogênio no solo sob as árvores. Dessa forma, ficou estabelecida pela primeira vez uma relação direta da diversidade genética com o funcionamento de um ecossistema.

Mesmo diante das recentes descobertas científicas, diversas questões precisam ainda ser melhor esclarecidas para que o papel dessa diversidade, na manutenção das características das florestas, seja plenamente compreendido. Dentro desse referencial conceitual, passou-se a considerar que o mais importante não é conservar os indivíduos, mas sim seus genes, pois os indivíduos morrem, mas seus genes são mantidos na população por meio das sucessivas gerações, mantendo o processo da evolução. Com isso, a questão genética adquire importância destacada, justificando a necessidade de sua inserção cada vez maior nos projetos de restauração ecológica (Linhart & Grant, 1996; Hufford & Mazer, 2003; McKay *et al.*, 2005).

O que deve caracterizar essa fase é a incorporação da diversidade genética como um dos pilares de sustentação do funcionamento das florestas restauradas. Com isso passa-se a considerar, dentro do conjunto de estratégias de restauração ecológica, a inserção do uso de alta diversidade genética regional para a produção de mudas ou para semeadura direta, além da adoção de métodos de favorecimento do potencial de auto-recuperação local como alternativa de conservação do material genético regional.

■ RESTAURANDO EFETIVAMENTE A BIODIVERSIDADE

A primeira definição que reconheceu os três principais componentes da biodiversidade (genes, espécies e ecossistemas) foi estabelecida em 1986, sendo reconhecida no segundo artigo da Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada durante a Rio-92. Nela, a biodiversidade é referida como a “*totalidade dos genes, espécies e ecossistemas de uma região*”.

Como uma das principais metas da restauração ecológica é a conservação da biodiversidade, fica evidente que a diversidade genética deve ser um dos pilares básicos dessa atividade, pois representa o substrato onde a seleção natural irá atuar, definindo a permanência das espécies nos ambientes naturais e restaurados (Moritz, 2002). Particularmente, a variabilidade genética pode exercer papel decisivo na sobrevivência das espécies quando há alteração repentina do ambiente, tal como as decorrentes das mudanças climáticas globais, e passarão a ter cada vez mais participação significativa como agente determinante do sucesso das ações de restauração ecológica.

Quando os indivíduos de uma espécie (nesse caso, podemos tomar como exemplo as mudas plantadas ou sementes introduzidas numa área em processo de restauração) apresentam base genética estreita, ou seja, pouca variabilidade genética, os mesmos serão certamente mais sensíveis a pragas, doenças e estresses ambientais, tendo menores chances futuras de sobrevivência (Ellstrand & Ellan, 1993).

Sob esse ponto de vista, a simples introdução de indivíduos de uma espécie em um ambiente que se pretende restaurar (seja por sementes, mudas e demais técnicas de restauração florestal) não significa que essa determinada espécie esteja satisfatoriamente representada naquele local (Shaffer, 1981). Para isso, é preciso haver um *pool* genético (conjunto de genes) característico dessa espécie, que representem boa parte das variações intrínsecas à mesma (Jones, 2003).

Dessa forma, a conservação da biodiversidade traz consigo uma série de complexidades e dificuldades a serem enfrentadas pela restauração ecológica, devendo as mesmas serem levadas em consideração na concepção metodológica das ações de restauração para que de fato sejam implantadas florestas auto-sustentáveis no tempo.

■ NÚMERO DE MATRIZES PARA A COLETA DE SEMENTES

Para que uma espécie seja efetivamente representada em um projeto de restauração florestal e não venha apresentar problemas futuros de frutificação ou de estabelecimento de seus propágulos, os indivíduos introduzidos devem ter um conjunto de genes representativos daquela espécie ou população local.

Se os materiais (sementes, mudas, estacas, etc) introduzidos no local em processo de restauração forem geneticamente semelhantes entre si (produzidos a partir de uma mesma matriz ou de matrizes aparentadas), os cruzamentos futuros entre esses indivíduos podem resultar em descendentes pouco vigorosos e com baixo potencial de adaptação. Isso é resultado da redução da heterose (vigor híbrido), da depressão por endogamia e da expressão de genes deletérios, além da perda de alelos por deriva genética (Fenster & Galloway, 2000).

Dessa forma, para que se possa obter uma representatividade genética adequada para as espécies e se evite problemas futuros decorrentes do uso de uma base genética restrita na restauração ecológica, a recomendação geral tem sido a de que a coleta de sementes deva ser realizada a partir de um número mínimo de indivíduos para um dado local, e a partir de um número mínimo de locais para uma dada região (Knapp & Rice, 1994; Sebbenn, 2002; Sebbenn, 2003a).

Embora existam diversas pesquisas determinando o número mínimo de indivíduos amostrados para se obter uma amostra representativa da diversidade genética de uma população vegetal (Cockerham, 1969; Ritland, 1989; Nunney & Campbell, 1993), o trabalho de Vencovsky (1987) tem sido o mais utilizado no país. Para que se tenha uma conservação genética de curto prazo (10 gerações da espécie), minimizando os danos por depressão endogâmica, é necessário ter um tamanho efetivo da população (N_e) de 50. Esse parâmetro (N_e) representa o tamanho da “amostra” que garante a representatividade genética de uma população coletada em relação à população parental.

Para se ter um N_e igual a 50, não é necessário coletar sementes de 50 matrizes. Como em média cada matriz (árvore mãe) recebe o pólen de 4 árvores pais, considerando-se os cruzamentos como sendo aleatórios e em espécies alógamas (maioria das espécies arbóreas tropicais), verifica-se que as sementes produzidas por uma única árvore matriz contêm material genético de cinco indivíduos (1 mãe + 4 pais – **Figura 1.12A**). Dessa forma, a coleta de sementes de 12 matrizes, desde que elas ou os pais (árvores fornecedoras de pólen) não sejam aparentados, possibilita que se atinja um N_e de 50. Caso haja desvios de cruzamentos aleatórios e conseqüentemente ocorram cruzamentos biparentais (Kageyama *et al.*, 2003b), ou seja, as

árvores matrizes compartilham algum nível de parentesco (Figura 1.12B), cada árvore matriz representará um $N_e < 4$, sendo necessárias nessa situação aproximadamente 25 matrizes para se atingir um N_e total de 50. (Vencovsky, 1987; Sebbenn, 2002; Sebbenn, 2006).

Embora o N_e de 50 seja um parâmetro utilizado como base nos dias atuais, a tendência é que esse valor de referência seja aumentado progressivamente à medida que os projetos de restauração florestal se aperfeiçoam e se busque progressivamente a conservação genética mais efetiva das populações vegetais, baseando-se em dados obtidos de forma individualizada para cada espécie de interesse (Sebbenn *et al.*, 1998; Sebbenn *et al.*, 1999; Seone *et al.*, 2000; Siqueira *et al.*, 2000; Sebbenn *et al.*, 2001a; Sebbenn *et al.*, 2001b; Kageyama *et al.*, 2003a; Sebbenn *et al.*, 2003b; Souza *et al.*, 2004).

Cabe ressaltar que tais estudos consideram as áreas restauradas como sistemas fechados, nos quais o fluxo gênico ficará restrito aos indivíduos introduzidos pelo plantio ou por outros métodos de restauração ecológica. Contudo, as áreas restauradas são sistemas abertos e que certamente interagem com as áreas do entorno, podendo não só receber o pólen de outros indivíduos das mesmas espécies introduzidas no local em processo de restauração como também sementes dessas espécies, possibilitando que a troca de material genético ocorra quando os indivíduos oriundos da chuva de sementes atinjam a idade reprodutiva.

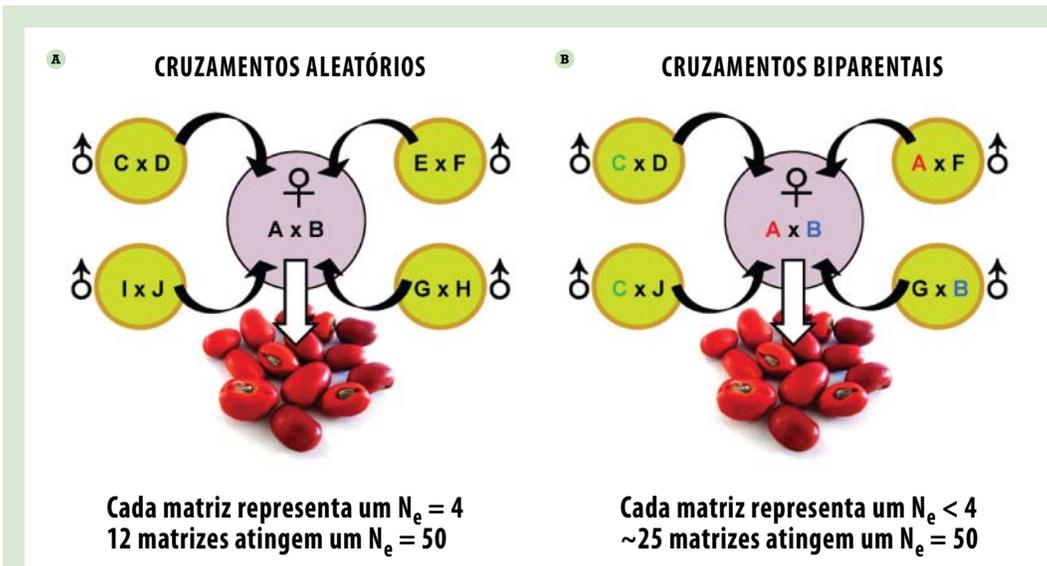


Figura 1.12: Nos casos em que os cruzamentos entre as árvores são aleatórios (A), a coleta de sementes a partir de 12 matrizes possibilita que a população coletada seja satisfatoriamente representada ($N_e = 50$). Contudo, nos casos em que as árvores compartilham algum grau de parentesco e ocorrem cruzamentos biparentais (B), podem ser necessárias 25 matrizes ou mais para que se obtenha sementes com diversidade genética adequada para uso na restauração ecológica.

Assim, a importância da introdução de alta diversidade genética na implantação dos projetos de restauração ecológica está diretamente relacionada ao nível de fragmentação florestal da paisagem regional, de forma que as áreas mais fragmentadas possuem maior dependência da qualidade genética dos propágulos utilizados, ao passo que as áreas com maior conectividade na paisagem são menos sensíveis ao uso de baixa diversidade genética.

Normalmente, a capacidade dos indivíduos de uma mesma espécie em trocar genes, seja pela dispersão de pólen e/ou sementes, associada ao fluxo gênico entre populações, faz com que parte significativa da diversidade genética da espécie seja amostrada quando se coleta sementes de diferentes indivíduos em comparação com a coleta de diferentes populações, mesmo considerando-se os diferentes grupos sucessionais (Kageyama *et al.*, 2003b). Dessa forma, muitas espécies apresentam grande variação genética dentro das populações e pouca diferenciação entre populações (Hamrick & Godt, 1990). Conseqüentemente, a coleta de sementes pode ser realizada em uma só população natural, desde que se utilize grande quantidade de indivíduos, pois cada população conserva grande parte da diversidade genética da espécie (Kageyama & Gandara, 2004).

Contudo, a antiga e intensa fragmentação da Mata Atlântica contribuíram para que as populações vegetais se tornassem cada vez mais isoladas geneticamente, comprometendo o fluxo gênico na paisagem. Isso pode aumentar as taxas de auto-polinização e conseqüentemente estreitar a relação de parentesco entre as matrizes de um mesmo fragmento, contribuindo para que hajam cruzamentos biparentais.

Além disso, vários fragmentos florestais da Mata Atlântica são secundários, ou seja, originados a partir da regeneração natural após distúrbios naturais ou antrópicos. Nesse tipo de situação, a re-ocupação do local pode se dar sob forte “efeito do fundador” (Senzen *et al.*, 2005), no qual as sementes, e conseqüentemente o material genético, de alguns poucos indivíduos colonizam a área perturbada e passam a representar a espécie naquele local com baixos níveis de variabilidade genética na população. Assim, a colonização de uma dada área por poucos indivíduos é uma das principais causas da ocorrência de populações naturais com baixo valor de N_e (Kageyama & Gandara, 2004).

Dessa forma, em alguns casos a coleta de sementes a partir de matrizes presentes em diferentes fragmentos pode aumentar a representatividade da diversidade genética da espécie em comparação com a coleta de sementes de vários indivíduos em um mesmo fragmento, aumentando ainda mais a importância de cada remanescente de vegetação nativa para as futuras ações de restauração florestal (Turner & Corlett, 1996).

Além disso, para diversas formações florestais do Bioma Mata Atlântica, com destaque para a Floresta Estacional Semidecidual, a coleta de sementes de várias árvores matrizes só é possível quando realizada em vários fragmentos florestais, dado o pequeno tamanho dos remanescentes de vegetação nativa.

Contudo, coletar sementes de 12 matrizes ou mais nem sempre é tarefa fácil, pois diversos obstáculos, tal como o número reduzido de fragmentos florestais conservados, a sazonalidade da produção de sementes e a dificuldade em encontrar espécies raras podem comprometer a obtenção de sementes com a diversidade genética necessária.

Algumas medidas podem ajudar a contornar tais obstáculos e possibilitar a obtenção de sementes com tais características, com destaque para a marcação de matrizes. Como diversas espécies ocorrem em baixa densidade na floresta, encontrar cerca de 12 indivíduos produzindo sementes pode não ser possível se não houver um trabalho prévio de localização e marcação de matrizes de espécies arbóreas de ocorrência na região. Como as matrizes são (devem ser) georreferenciadas, é possível encontrá-las ano após ano, facilitando a obtenção de sementes para a produção de mudas.

Em um trabalho de marcação de matrizes, primeiramente é realizado um levantamento de quais os fragmentos florestais da região poderiam atuar como áreas de produção de sementes. Depois desse levantamento, são organizadas trilhas para a coleta de sementes, nas quais cada matriz escolhida é identificada, georreferenciada e plaqueada (**Figura 1.13**).

A partir das informações contidas na ficha de marcação de matrizes e observações de campo durante a coleta de sementes, é possível elaborar uma base de dados em que também

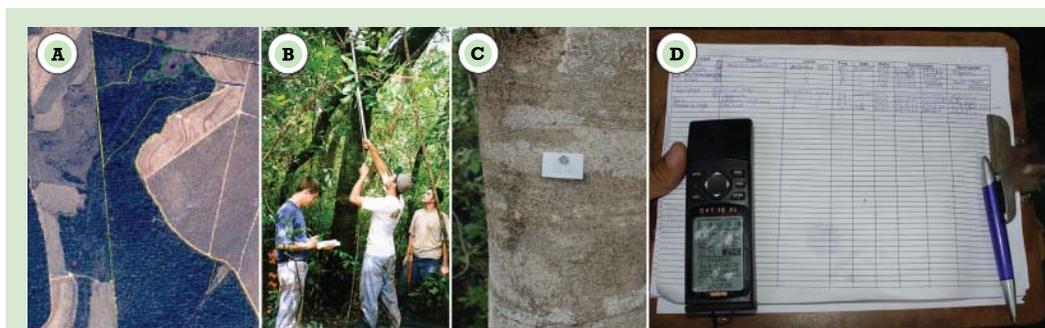


Figura 1.13: Sequência de atividades envolvidas na marcação de matrizes: escolha de fragmentos florestais que servirão de áreas para a coleta de sementes (A), coleta de um ramo para se saber a que espécie a matriz pertence (B) e colocação de uma placa metálica contendo o número da matriz (C), o qual é inserido, juntamente com o nome da fazenda onde o fragmento se localiza, com a identificação da espécie e com a coordenada geográfica da matriz, em uma ficha de marcação de matrizes (D).

são inseridas informações sobre a fenologia das espécies. Com isso, pode-se planejar melhor as saídas a campo para a coleta de sementes, pois é possível estimar em que época do ano aquela espécie frutifica na região.

Diante do exposto, fica evidente que uma lista de matrizes marcadas é uma importante ferramenta para a coleta de sementes com diversidade florística e genética, embora não seja garantia de que isso seja obtido. Como várias espécies apresentam frutificação irregular, podendo ficar até quatro anos sem produzir sementes, a marcação de uma matriz em particular não garante que suas sementes sejam coletadas todos os anos. Por isso, as saídas a campo para coleta de sementes não devem ficar restritas à busca de sementes em matrizes marcadas. Caso sejam encontrados outros indivíduos produzindo sementes, estas devem ser coletadas e esse indivíduo deve ser marcado como matriz, complementando a lista já existente.

Outras estratégias, além da marcação de matrizes, têm sido desenvolvidas como forma de superar essas dificuldades, tal como a criação de pomares de sementes (Higa & Silva, 2006), a organização de redes de sementes (Caldas, 2006) e a compra de sementes para a posterior mistura de lotes, as quais devem ganhar importância à medida que a restauração ecológica evolui no sentido de incorporar a questão genética nas metodologias.

■ IMPLICAÇÕES NA BIOLOGIA REPRODUTIVA

A grande maioria das espécies arbóreas tropicais apresenta polinização cruzada (Bawa, 1985a), a qual é predominantemente realizada por insetos, morcegos e beija-flores (Bawa, 1974, Castro *et al.*, 2007). A atuação marcante desses animais resulta em elevadas taxas de fluxo gênico entre as plantas, possibilitando que as mesmas tenham altos índices de diversidade genética. Caso esses animais não estejam presentes em determinados momentos durante o florescimento, essas plantas poderiam apresentar taxas maiores de auto-polinização, o que reduz a variabilidade genética de seus descendentes, trazendo consigo uma série de problemas, conforme apresentado adiante. Em função disso, é de se esperar que essas árvores desenvolvam mecanismos que favoreçam a polinização cruzada e que dificultem a auto-polinização, e é justamente isso que ocorre para a maioria das espécies tropicais (Bawa, 1985b).

Diversos mecanismos de redução e impedimento da auto-polinização já foram descritos na literatura (Bawa *et al.*, 1985b, Castro *et al.*, 2007), tal como a dioécia (separação dos sexos em plantas diferentes), a dicogamia (protoginia - o estigma está receptivo antes do pólen ser liberado; protrandria - o pólen é liberado antes do estigma estar receptivo), a heterostilia

(estiletos longos para evitar o contato com o estigma) e ainda sistemas de auto-incompatibilidade (mesmo que o pólen da mesma planta ou de uma planta aparentada atinja o estigma, não há fecundação).

A existência de tais mecanismos se justifica pelo fato de que populações com maior variabilidade genética possuem maior capacidade de adaptação frente a mudanças ambientais, favorecendo a perpetuação de seus descendentes a longo prazo. Como se espera também que as populações vegetais introduzidas em uma área restaurada se perpetuem na mesma com o passar dos anos, a manutenção de altos níveis de variabilidade genética na população só é possível se houver intensa troca material genético entre seus indivíduos, o que é favorecido quando se conhece o sistema reprodutivo das espécies (Castro, 2007; Castro *et al.*, 2007).

Em função desses mecanismos, as plantas aparentadas (produzidas com as sementes da mesma matriz ou de matrizes que compartilham algum grau de parentesco) podem ter dificuldades em produzir sementes, já que a atuação dos sistemas de incompatibilidade pode impedir a fecundação (união de núcleos reprodutivos), mesmo que já tenha havido a polinização (transferência do grão de pólen para o estigma), dificultando assim a continuidade dessa espécie na comunidade como decorrência da baixa ou nula produção de sementes.

Nesse sentido, a inclusão dos conceitos de biologia reprodutiva nas ações de restauração ecológica é essencial para que se favoreça o fluxo gênico entre os indivíduos da própria área restaurada e entre esses indivíduos e os presentes nos remanescentes de vegetação nativa do entorno (Montalvo *et al.*, 1997; McKay, 2005), evitando o isolamento reprodutivo e favorecendo a perpetuação das comunidades restauradas (Castro *et al.*, 2007).

■ IMPLICAÇÕES PARA A FUNCIONALIDADE DE CORREDORES ECOLÓGICOS

Considerando que a conservação efetiva da biodiversidade e dos processos que a mantêm deve obrigatoriamente estar sustentada na conservação do patrimônio genético das diferentes espécies, inclusive permitindo a continuidade dos processos evolutivos que dão origem à biodiversidade (Moritz, 2002), os programas de conservação e restauração ecológica têm cada vez mais buscado uma maior conectividade na paisagem entre os remanescentes de vegetação nativa (Metzger, 2003; Tambosi, 2008; Teixeira *et al.*, 2009). Essa preocupação se baseia no fato de que o simples isolamento de um dado remanescente não é suficiente para que a biodiversidade nele contida seja efetivamente conservada, já que o isolamento reprodu-

tivo e o progressivo aumento das taxas de auto-fecundação ou cruzamento entre indivíduos aparentados traz consigo o declínio lento e gradual das espécies, podendo resultar na extinção local das mesmas.

Entretanto, se os programas que visam aumentar a conectividade entre os fragmentos de vegetação nativa, incluindo áreas naturais protegidas, não considerarem como base a necessidade de se utilizar alta diversidade florística e genética em suas ações, corre-se o risco de que os corredores ecológicos sejam pouco funcionais (Santos *et al.*, 2008). Além disso, seria altamente contraditório pensar-se em corredores de fluxo gênico construídos com baixa diversidade genética.

Em função dos diversos fatores de degradação ambiental que ameaçam a conservação da biodiversidade nos fragmentos florestais e inclusive em áreas protegidas, tais como as queimadas, a insularização, o corte seletivo de madeira, a extração ilegal de produtos não madeireiros (e.g. palmito, orquídeas, bromélias, plantas medicinais) e a invasão biológica, acredita-se que o simples isolamento e proteção desses remanescentes podem não ser suficientes para garantir a conservação plena de sua biodiversidade, incluindo o patrimônio genético.

Dessa forma, não só os fragmentos florestais como também as áreas naturais protegidas poderiam adquirir uma nova função ambiental: a de fornecer material genético com alta diversidade florística e genética para a restauração florestal das áreas de seu entorno imediato, o que aumentaria a conectividade com os demais fragmentos do entorno e conseqüentemente reduziria a probabilidade de que eventos ambientais imprevisíveis venham a eliminar parte significativa das espécies e de seu patrimônio genético.

■ A IMPORTÂNCIA DA REGIONALIDADE

A extensa distribuição geográfica de muitas espécies de plantas incluídas nos projetos de restauração florestal faz com que as mesmas estejam expostas a diferentes condições de solo, clima e, especialmente nas regiões tropicais, de interações biológicas (Dyer *et al.*, 2007; Fine *et al.*, 2004). Dessa forma, a heterogeneidade ambiental, combinada com a seleção natural, resulta em populações geneticamente distintas entre si (embora ainda pertençam à mesma espécie), e de forma geral melhores adaptadas a seus ambientes de origem, culminando na formação de ecótipos (McKay *et al.*, 2005). Por definição, os ecótipos são genótipos distintos (ou populações) dentro de uma espécie, resultado da adaptação e de mudanças genéticas em resposta às condições ambientais locais, sendo capazes de cruzar com outros ecótipos da mesma espécie (Hufford & Mazer, 2003).

Caso um ecótipo seja introduzido em uma região para a qual ele não desenvolveu adaptações, seus indivíduos podem ter dificuldades de sobrevivência, diminuindo suas chances de se perpetuar nesse local (Linhart & Grant, 1996). Muitas vezes, o declínio da espécie se dá ao longo de suas sucessivas gerações, o que pode levar anos. Entretanto, esse é um fenômeno já descrito cientificamente e que certamente terá implicações na sustentabilidade dos projetos de restauração florestal a médio e longo prazo.

Normalmente, a identificação de ecótipos e a avaliação de suas implicações para a ocorrência das espécies vegetais em um dado ambiente são desenvolvidas com base em estudos de caracteres adaptativos presentes em plântulas. Contudo, a presença de adaptações locais também pode se estender às sementes. Como diversos caracteres de sementes são definidos com base em sua herança genética (Luo *et al.*, 2005; Ohto *et al.*, 2005; Sundaresan, 2005), mutações que produzam alterações nas sementes e que proporcionem maior adaptabilidade à espécie certamente podem ser fixadas na população e vir a constituir fonte de variação genotípica entre plantas de diferentes procedências (Kalisz, 1986; Meyer *et al.*, 1995).

Dessa forma, a produção de sementes com diferentes padrões morfo-fisiológicos por populações de uma mesma espécie pode ter grandes implicações na perpetuação da floresta implantada, já que a continuidade da espécie na área restaurada depende não só da produção de sementes, mas também da germinação dessas sementes e do estabelecimento da plântula, os quais diretamente podem ser afetados por adaptações locais. Embora sejam escassos os estudos que tenham avaliado a presença de adaptações locais no processo germinativo, já existem evidências de que tais adaptações podem inclusive determinar o sucesso da restauração ecológica por meio da sementeira direta (Bischoff *et al.*, 2006).

Em função da realidade atual, onde há escassez de sementes no mercado e existem poucos grupos de coleta distribuídos pelas diversas regiões da Mata Atlântica, é comum que as sementes coletadas sejam resultantes de algumas poucas matrizes, presentes em um número igualmente reduzido de fragmentos florestais, que estão sendo distribuídas para várias regiões do país e disseminando genótipos não adaptados às diferentes condições ambientais a que os mesmos serão submetidos. Além disso, os viveiros produtores de mudas de espécies nativas estão concentrados em poucas regiões, contribuindo para a não regionalidade das sementes e mudas produzidas.

Nesses casos, a introdução de populações não locais por meio dos projetos de restauração florestal pode trazer, como conseqüências, problemas para a sobrevivência desses indivíduos, os quais possivelmente não são tão bem adaptados às condições ambientais presentes nesse novo local, em comparação com os genótipos locais (Humphrey & Schupp, 2002).

Essa adaptação, normalmente referida como *fitness*, nada mais é do que uma expressão do material genético desses ecótipos. Conforme já apresentado, os diferentes ecótipos possuem a capacidade de cruzar entre si. Caso um ecótipo mal adaptado a um determinado ambiente se desenvolva e venha a florescer, ele poderá transferir seus genes, às populações locais e reduzir o *fitness* dos descendentes, causando a chamada “poluição genética” (Saltonstall, 2002). Dessa forma, os descendentes gerados terão cada vez menos chances de sobrevivência, favorecendo a extinção local da espécie (Keller *et al.*, 2000).

Outra possibilidade é que os genótipos não-locais introduzidos em uma dada área apresentem maior valor adaptativo do que os próprios ecótipos, passando a ocupar o *habitat* dos mesmos com o passar do tempo (Saltonstall, 2002; Petit, 2004). Esse fenômeno, denominado de “invasão críptica”, se baseia no fato de que os materiais genéticos locais nem sempre são os melhores adaptados às condições bióticas e abióticas presentes em sua região de ocorrência (Crespi, 2000), contrariando a idéia comum de que sempre as populações locais são as com maior potencial de adaptação às condições ambientais onde ocorrem.

Conforme sugerido por McKay *et al.* (2005), alguns cuidados devem ser levados em conta, ao se planejar a aquisição de sementes para as ações de restauração ecológica, como forma de se conservar o patrimônio genético regional:

1. priorizar a coleta de sementes no entorno da própria área que será restaurada (aproximadamente num raio de 50km) ou em áreas próximas às mesmas;
2. caso não seja possível obter sementes coletadas no entorno imediato do local de implantação do projeto, seja por meio da coleta ou da compra de produtores especializados, deve-se utilizar sementes de procedências com condições climáticas e ambientais semelhantes à da área a ser restaurada. Isso é facilitado quando se criam zonas ecológicas para a coleta de sementes, conforme já realizado para espécies arbóreas em outros países. Contudo, esse tipo de delimitação geográfica-ecológica apenas foi realizado para o Estado de São Paulo (ver detalhes na descrição do Projeto Matrizes de Árvores Nativas, apresentados no final desse capítulo e Rodrigues & Bononi, 2008), devendo-se concentrar esforços para que esse tipo de trabalho se estenda para toda a Mata Atlântica;
3. determinar o sistema reprodutivo das espécies utilizadas na restauração da área, o qual pode ser determinante para se definir a taxa de fluxo gênico esperada e conseqüentemente identificar quais espécies são mais sensíveis ao isolamento reprodutivo.

Conforme também sugerido por Kageyama & Gandara (2004), quando não for possível

coletar ou adquirir sementes ou mudas com material genético regional, deve-se recorrer ao uso de uma ampla base genética, com sementes de várias procedências, aumentando as chances de surgirem genótipos adaptados à área restaurada após recombinação futura.

Embora a introdução de genótipos regionais seja a recomendação mais freqüente para as ações de restauração florestal, alguns autores sugerem ainda a possibilidade do uso de uma mistura de materiais de diferentes procedências para a restauração de áreas muito alteradas, pois nessa situação o ambiente não fornece mais condições propícias nem mesmo para os ecótipos (Lesica & Allendorf, 1999), sendo necessário que a seleção natural conduza novamente ao estabelecimento de materiais genéticos melhor adaptados a essa nova condição ambiental, o que é facilitado quando as populações apresentam ampla base genética.

■ OUTRAS FORMAS DE INSERÇÃO DA QUESTÃO GENÉTICA NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Com o avanço no desenvolvimento de métodos alternativos de restauração ecológica (Rodrigues *et al.*, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009), ganham destaque também outras formas, que não necessariamente se baseiam na coleta de sementes, de inserção da questão da diversidade genética nas ações de restauração.

Dentro dessa nova perspectiva, uma das formas mais práticas de se inserir genótipos regionais nos projetos de restauração ecológica é o aproveitamento do potencial de auto-recuperação do local, baseado na indução e condução na regeneração natural (Chazdon, 2008). Esse potencial, que pode ser resultado da brotação de raízes e caules (Simões & Marques, 2007), da expressão do banco de sementes e da germinação dos propágulos advindos da chuva de sementes (Grombone-Guarantini & Rodrigues, 2002), sempre se desenvolve com base na resiliência do próprio ecossistema, sem a necessidade de introdução de novos indivíduos na área em processo de restauração. Assim, a partir desse momento, a condução da regeneração natural passa a ter a vantagem associada de conservar o material genético regional.

Entretanto, muitas vezes a regeneração natural pode ser produzida, em um primeiro momento, a partir das sementes de poucos indivíduos e sob forte efeito do fundador (Senzen *et al.*, 2005), restringindo a base genética da população regenerante (embora essa base seja regional). Nesses casos, pode-se recorrer ao enriquecimento genético, que nada mais é do que a introdução de novos genótipos regionais, por meio de mudas ou sementes, na área onde a regeneração natural está sendo manejada.

Ganham destaque ainda nessa nova abordagem das ações de restauração ecológica a transposição do banco de sementes alóctone (Nave, 2005; Jakovac, 2007) e o resgate de plântulas (Nave, 2005; Viani *et al.*, 2007; Viani & Rodrigues, 2007), os quais se aproveitam indiretamente do potencial de regeneração de locais que estão sendo usados para atividades produtivas ou que futuramente serão degradados como, por exemplo, pela mineração ou para a construção de rodovias e represas para a geração de energia elétrica.

Projeto: Projeto Matrizes de Árvores Nativas (Figuras 1.14 e 1.15)

Publicação/site: <http://www.lerf.esalq.usp.br>

Participantes e Localização: financiado pelo Fundo Nacional do Meio Ambiente (vinculado ao Ministério do Meio Ambiente) e executado pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal da ESALQ/USP, em todo o Estado de São Paulo

Por que a questão genética está inserida?

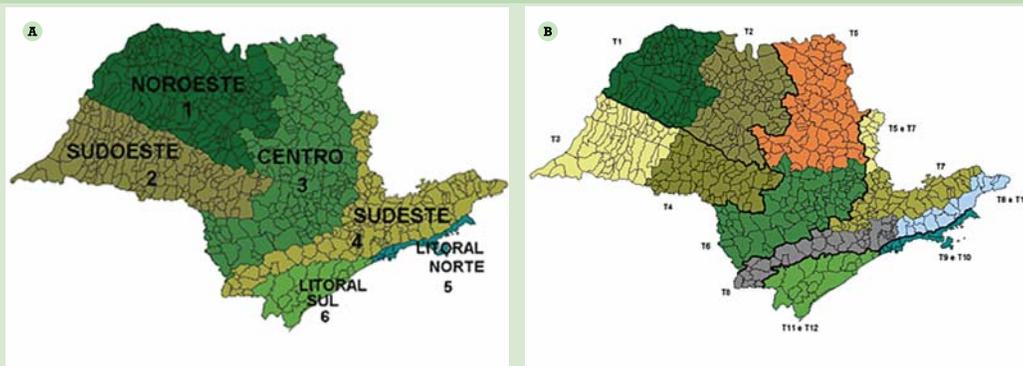
O Projeto Matrizes de Árvores Nativas tem como objetivo disponibilizar regionalmente no estado de São Paulo matrizes demonstrativas de espécies arbustivo-arbórea nativas, com diversidade florística (muitas espécies) e genética (muitos indivíduos de cada espécie), para que produtores de sementes possam acessá-las para conhecimento, coleta de sementes e principalmente promover a marcação de novas matrizes daquelas espécies em diferentes regiões. Nesse sentido, o objetivo é estabelecer estratégias que promovam a produção gradual de sementes e mudas com elevada diversidade florística e genética de espécies nativas regionais, prezando assim pela qualidade genética dessas sementes e mudas. Para isso são necessárias parcerias com viveiros florestais e outras instituições ligadas à recuperação de áreas degradadas.

O território de abrangência do projeto é o Estado de São Paulo, cujo território foi dividido em **6 regiões ecológicas**, tendo como base para a divisão fatores como o clima, geologia, topografia, solos, hidrologia, fitogeografia e paisagem geral (Figura 1.14). Dessa forma, a delimitação dessas regiões ecológicas facilita a organização dos projetos de restauração florestal em relação à utilização de ecótipos regionais, centralizando a coleta de sementes em torno das áreas de restauração inseridas nessas regiões.

Como estratégia para fomentar a produção de sementes e mudas com as características desejadas, o projeto utiliza Listas Florísticas Regionais para realizar a marcação de matrizes nos fragmentos florestais remanescentes do Estado. Dentro deste contexto, a marcação de matrizes foi realizada em 12 (doze) trilhas regionais (Figura 1.15), sendo 2 (duas) por região ecológica; em cada trilha foram marcadas entre 10 (dez) e 12 doze (doze) indivíduos-matrizes de cada uma das espécies indicadas na respectiva Lista Florística Regional, possibilitando a representatividade genética das espécies a serem utilizadas nos projetos de restauração florestal. Ao todo, foram marcadas até o momento mais de 6.000 matrizes de espécies arbóreas.

Os indivíduos-matrizes têm sua posição georeferenciada e podem ser identificados

em campo por sua plaqueta de identificação. Aos dados coletados em campo, quando da marcação destes indivíduos reuniram-se dados tocantes às características botânicas, ecológicas e da tecnologia de sementes e produção de mudas das espécies, formando um extenso banco de dados das espécies matrizes. Dessa forma, a partir da marcação contínua de matrizes demonstrativas e da constante alimentação do banco de dados do projeto é que se pretende promover a diversificação e a regionalização da coleta de sementes de espécies arbóreas nativas para a produção das mudas utilizadas na restauração florestal no Estado de São Paulo.



Figuras 1.14 e 1.15: Ilustração das seis regiões ecológicas nas quais o Estado de São Paulo foi dividido (A) e das doze trilhas regionais onde foram marcadas matrizes demonstrativas para a coleta de sementes (B).

Projeto: Banco genético de 45 espécies da Floresta Estacional Semidecidual
Publicação/site: www.fflorestal.sp.gov.br/destaque/181103_usp.htm;
sites.ffclrp.usp.br/ceb/site1/palestras.doc

Participantes e Localização: Projeto coordenado pela Prefeitura do Campus Administrativo da Universidade de São Paulo em Ribeirão Preto e pelo Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP, sob orientação da Profa. Dra. Elenice Mouro Varanda. Para a implantação, foram firmados convênios com Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo, da Secretaria Estadual do Meio Ambiente, e com a Associação de Reposição Florestal Pardo Grande - Verde Tambaú. O projeto foi implantado nas dependências da Universidade de São Paulo, campus de Ribeirão Preto-SP.

Por que a questão genética está inserida?

Entre 2000 e 2005, o Banco Genético foi implantado em área de 45 ha, com características especiais que favorecem a diversidade e a variabilidade genética, dando condições para preservação das espécies. Para a produção das 75.000 mudas, sementes de 25 árvores-mãe de 45 espécies foram coletas em 450 remanescentes da Bacia dos Rios Pardo e Mogi-Guaçu. Além do uso de sementes com alta diversidade genética, a distribuição espacial no campo das mudas produzidas a partir dessas sementes foi especialmente planejada a fim de evitar o isolamento reprodutivo das futuras matrizes, garantindo o fluxo gênico entre elas e permitindo a produção futura de sementes com alta diversidade genética.

Estudos recentes de genética de populações têm demonstrado a alta diversidade genética das matrizes e progênes utilizadas, corroborando o cumprimento da meta inicialmente proposta.

Projeto: Pomar de Sementes Raras de Árvores da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual).

Equipe responsável: Giselda Durigan (planejamento), Wilson A. Contiéri (colheita de sementes e plantio), Antônio Carlos Galvão de Melo (produção de mudas) (Floresta Estadual de Assis, Instituto Florestal, SP).

Localização: O Projeto está sendo implantado no Horto Florestal de Palmital, localizado no município de Palmital, sudoeste do estado de São Paulo (subordinado à Seção de Assis, Instituto Florestal, SMA, SP). Os recursos para execução do projeto são provenientes da Compensação Ambiental pela instalação das UHE Canoas I e II, em área de sete hectares, com solos de alta fertilidade (Latossolo Roxo).

Objetivo: o Pomar foi planejado com a finalidade de facilitar a obtenção de sementes de espécies arbóreas da Mata Atlântica que, pela sua raridade ou pela dificuldade de colheita das sementes, não têm sido utilizadas em plantios de restauração florestal. Espera-se que o cultivo e manejo das árvores em um Pomar tornem mais fáceis a obtenção de sementes em quantidade e a produção de mudas em larga escala, ampliando as bases para a conservação das espécies.

Por que a questão genética está inserida?

As espécies selecionadas para a formação do Pomar são, geralmente, raras na natureza, de modo que não se encontram populações grandes o suficiente para garantir a variabilidade genética desejada. Os indivíduos ainda existentes, isolados em fragmentos florestais raros e esparsos, não têm oportunidade de trocas genéticas pela ação dos polinizadores ou dispersores, de modo que as sementes dessas espécies colhidas na natureza têm restrições quanto à variabilidade genética.

Por esta razão, o Pomar foi pensado como meio de reunir as matrizes dispersas, devidamente identificadas e no maior número que for possível obter, de modo a possibilitar cruzamentos e ampliação da variabilidade genética das sementes que venham a ser produzidas.

Situação atual:

Desde o início do projeto, no ano de 2007, foram plantadas progênies de 32 matrizes (686 mudas), de espécies como cabreúva-amarela (*Myrcarpus frondosus*), ceboleiro (*Phytolacca dioica*), jaracatiá (*Jacaratia spinosa*), peroba-poca (*Aspidosperma cylindrocarpon*), olho-de-cabra (*Ormosia arborea*) e taiuva (*Maclura tinctoria*).

Projeto: Programa de Adequação Ambiental LERF/LCB/ESALQ/USP
Publicação/site: <http://www.lerf.esalq.usp.br>

Participantes e Localização: Daterra Atividades Rurais-MG, Usina Branco Peres, Usina Vertente, Usinas Moema – Orindiúva-SP, Usina da Pedra – Serrana-SP, Usina Ipê, Usina São João – Araras-SP, Usina Guarani – Olímpia-SP, Usina Catanduva – Catanduva-SP, Usina São Manoel – São Manoel-SP, Usina Vale do Rosário – Orlandia-SP, Usina Cerradinho – Catanduva-SP, Usina Santa Elisa – Sertãozinho-SP, Usina Alta Mogiana – São Joaquim da Barra-SP, Usina Mandu – Barretos-SP, Siemens - Itapecerica da Serra-SP, Cia Cimentos Ribeirão Grande – Ribeirão Grande-SP, Fazenda Figueira – Londrina-PR, Usinas Batatais – Batatais-SP, CTEEP, Rodovia dos Bandeirantes, Prefeitura de Limeira, Riocell/Klabin – Guaíba-RS, Usina Junqueira – SP/MG, Sindicato Rural de Batatais – Batatais-SP, Município de Paulínia, Projeto Beira Rio – Piracicaba-SP, Campus da ESALQ/USP – Piracicaba-SP, Usina São Manoel – São Manoel-SP.

Por que a questão genética está inserida?

Os **Programas de Adequação Ambiental LERF/LCB/ESALQ/USP** são organizados a partir de um diagnóstico ambiental detalhado de todas as propriedades inseridas no programa, detectando as situações em cada propriedade com potencial ou não de auto-recuperação. Dessa forma, os ecótipos regionais são favorecidos e conservados por meio da condução da regeneração natural. Além das áreas antropizadas, os fragmentos florestais degradados também passam por ações de restauração, de forma que os mesmos possam contribuir para a recuperação das áreas do entorno a partir da chuva de sementes produzida pelos mesmos e da coleta de sementes para a produção de mudas em viveiros locais, favorecendo a re-inserção de genótipos regionais nessas áreas. Uma das etapas do Programa é a marcação de matrizes para a coleta de sementes. Além de se buscar marcar o maior número possível de espécies, visando garantir a diversidade florística, busca-se também atingir a meta de 12 matrizes por espécie, de forma a se obter uma diversidade genética adequada para as ações de restauração. Como uma forma de estimular o uso de espécies e genética regionais, são instalados viveiros de produção de mudas nativas em cada uma das empresas que participam do programa.

Além disso, foi organizada uma **Rede de Sementes** entre as empresas que estão executando esses Programas de Adequação Ambiental. Essa rede funciona da seguinte forma: uma vez por mês, todos os viveiros são visitados e parte das sementes produzidas pelos mesmos é fornecida à equipe da rede, a qual, por sua vez, distribui essas sementes entre esses viveiros.

Trata-se basicamente do compartilhamento das sementes e da ajuda mútua entre os participantes, no qual cada viveiro doa e recebe sementes de várias espécies. Dessa forma, eventuais falhas de frutificação ou problemas para a coleta de uma determinada espécie não comprometem necessariamente sua produção no viveiro, já que alguns dos participantes da rede podem ter um excedente de sementes coletadas dessa espécie, o qual pode ser trocado por sementes de alguma outra espécie. Além da questão florística, a questão genética também é abrangida pela rede. Durante as visitas, é realizada a chamada “mistura de lotes”. Funciona basicamente dessa forma: mesmo que um determinado viveiro já tenha sementes de certa espécie transportada pela equipe da rede, essas sementes são misturadas e repartidas entre o viveiro e a rede. Como essas sementes foram coletadas em locais distintos e de árvores diferentes, essa mistura resulta na ampliação da base genética da espécie, ou seja, as sementes são provenientes de um número maior de indivíduos e de um número maior de fragmentos remanescentes, promovendo a ampliação crescente e contínua da diversidade genética.

FASE 6: INSERÇÃO DE OUTRAS FORMAS DE VIDA NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO

Andrezza Bellotto, Ricardo A.G. Viani, Sergius Gandolfi, Ricardo Ribeiro Rodrigues

Seguindo a série de discussões a respeito dos novos conceitos a serem incorporados nos projetos de restauração florestal, como próximos desafios da restauração ecológica, devem ser contempladas medidas que propiciem a restauração dos processos ecológicos que possibilitarão a re-construção da floresta e a sua perpetuação no tempo. Dentro deste contexto, ressalta-se o papel e a importância da inserção de outras formas de vida, além da arbórea, nas áreas em processo de restauração, já que as árvores é que é normalmente a forma de vida mais enfocada, ou geralmente a única trabalhada, nos projetos de restauração atualmente.

■ O PAPEL DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Ao se tratar da questão da inserção de outras formas de vida vegetal além das arbóreas, reporta-se diretamente ao papel fundamental da diversidade de espécies, considerando nisso todas as outras formas de vida, sendo ela indiscutível no restabelecimento dos processos ecológicos fundamentais para garantir a restauração e perpetuação dos ecossistemas tropicais (Rodrigues & Gandolfi, 2004; Rodrigues *et al.*, 2009).

Formas de vida vegetal, além das arbóreas, podem representar, quando juntas, mais de 50% da riqueza de espécies vegetais das florestas tropicais (Reis, 1996, Ivanauskas *et al.*, 2001, Neto & Martins, 2003), sendo imprescindíveis à dinâmica florestal (Gentry & Dodson, 1987; Morellato, 1991; Galeano *et al.*, 1998) (**Tabela 1.1 e Figura 1.16**).

No estudo realizado por Jacovak (2007), por exemplo, que utilizou a técnica de transposição de *topsoil* para recuperação de taludes, o levantamento florístico da comunidade regenerada na área, depois de 14 meses, resultou em uma riqueza de 150 espécies vegetais, das quais 81 eram espécies de hábito herbáceo, 26 lianas, 10 arbustivas e 33 arbóreas.

Tabela 1. Estudo realizado por Ivanauskas *et al.* (2001). Número e distribuição percentual de espécies coletadas em trechos de Floresta Ombrófila Densa em Pariquera-Açu, SP, agrupadas por formas de vida.

FORMAS DE VIDA	NÚMERO DE ESPÉCIES
Árvores, hemiepífitas primárias, palmeiras de grande porte e fetos arborescentes	240
Demais formas de vida*	246
Total	446

*Arvoretas, arbustos, palmeiras de pequeno porte, bambus, ervas, lianas, epífitas, hemiepífitas secundárias e parasitas (Adaptado de Ivanauskas *et al.*, 2001)



Figura 1.16: Alguns exemplos de espécies vegetais não arbóreas encontradas em áreas florestais e em processo de restauração. Orquídea - *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl. (A); Corda-de-viola - *Ipomea* sp. (B); Samambaia - *Anemia* sp. (C); Samambaia - *Thelypteris dentata* (Forsk.) E. P. St. John (D); Bromélia - *Tillandsia* sp. (E).

Reis (1996), na região de Santa Catarina, onde as espécies vegetais da Mata Atlântica foram intensamente estudadas, mostrou que o número de espécies arbóreas representava somente cerca de 30% das espécies vegetais, sendo os 70% restantes espécies de lianas, de arbustos, de ervas e de epífitas.

Segundo Gentry & Dodson (1987) as espécies de hábito epífito podem constituir 1/3 de todas as espécies de plantas vasculares em uma área contribuindo com grande participação na florística e ecologia das florestas tropicais úmidas.

Ao tratar a questão sob o aspecto da função ecológica das espécies de outras formas de vida no funcionamento do ecossistema, ou seja, da importância da diversidade de grupos funcionais na manutenção da diversidade vegetal, verifica-se, por exemplo, o papel extremamente importante das lianas como espécies-chave. Elas podem ofertar recursos aos polinizadores e dispersores de sementes em períodos em que há uma escassez dos mesmos, pela redução do número de espécies arbóreas em floração e frutificação, garantindo assim a manutenção da fauna de polinizadores e dispersores na área (Engel *et al.*, 1998). Em geral, lianas, ervas e arbustos entram em floração e frutificação precocemente, atraindo animais tanto para polinização quanto para dispersão, além de cobrir o solo, compondo os principais elementos das primeiras fases de início de sucessão (Bechara, 2006). Esse aumento de oferta de recursos para polinizadores e dispersores é crucial para a manutenção dos processos naturais na floresta (Castro *et al.*, 2007).

As bromélias, como outro exemplo, têm indiscutível importância na dinâmica das formações vegetais sob domínio atlântico, destacando sua capacidade em criar microhabitats e ofertar recursos alimentares para animais, entre os quais, polinizadores e dispersores (Cavaliães *et al.*, 2007).

■ SITUAÇÃO ATUAL DOS PROJETOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Como visto anteriormente, a maioria das áreas restauradas nas últimas décadas não atende a critérios mínimos de riqueza e diversidade inicial para o restabelecimento do funcionamento e manutenção de uma floresta com espécies nativas. Um levantamento feito entre os anos 2000-2006, em que foram amostrados 2.500 ha de áreas restauradas nos últimos 15 anos no Estado de São Paulo, apresentou um número médio de 33 espécies arbóreas plantadas por hectare. Este dado é agravado ainda mais pelo fato de 2/3 destas serem de estágios iniciais de sucessão, com ciclo de vida curto (15 a 20 anos), levando estes plantios ao insucesso, como verificado na prática (Barbosa *et al.*, 2008).

Alguns trabalhos de monitoramento de áreas restauradas mostraram que tais florestas restauradas com baixa diversidade, inclusive de espécies arbóreas, podem não ser auto-sustentáveis (Siqueira, 2002; Souza & Batista 2004). Isto deixa claro que essas iniciativas não estão garantindo a restauração da diversidade vegetal e funcional e muito menos a restauração dos processos ecológicos e, portanto, a auto-perpetuação das áreas reflorestadas (Gandolfi *et al.*, 2007a,b; Gandolfi & Rodrigues, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009)

Esta condição, entre outras questões, pode estar relacionada à não disponibilidade de mudas de um grande número de espécie regionais, impedindo que os projetos de restauração utilizem uma alta diversidade florística e genética e principalmente incorporando nessa iniciativa outras formas de vida, fundamentais para o sucesso da restauração dos processos ecológicos em ecossistemas florestais (Viani, 2005; Viani & Rodrigues, 2007)

Quando se pensa na restauração de florestas, não se pode restringir a visão apenas ao estrato arbustivo-arbóreo, pois todos os componentes da floresta estão intimamente ligados e apresentam variado grau de interdependência. Nos projetos de restauração, além de árvores e arbustos, o recrutamento de outras formas de vida vegetal, como lianas e herbáceas é essencial para a criação de uma estrutura semelhante à encontrada nas florestas tropicais (Kageyama *et al.*, 2003; Souza & Batista, 2004).

Dessa forma, é mais do que premente a necessidade de se aprimorar as técnicas de restauração florestal, incluindo nesse processo, outras formas de vida que não as arbóreas. Tais iniciativas ainda estão em processo de pesquisa e estudo, algumas das quais relatadas a seguir.

■ ALGUMAS INICIATIVAS EM DESENVOLVIMENTO

Novos métodos de restauração estão em busca da restauração de outros elementos do ecossistema, tendo por objetivo o resgate da diversidade vegetal como um todo e o restabelecimento dos processos mantenedores e das funções de uma área restaurada (Rodrigues & Gandolfi, 2004; Gandolfi *et al.*, 2007c). Dentre estes novos elementos, destacam-se algumas importantes iniciativas, como as descritas a seguir.

1. Uso de espécies vegetais atrativas da fauna, como poleiros naturais, bem como o uso de poleiros artificiais, como ação complementar na definição dos métodos de restauração: para o processo de restauração tornar-se mais efetivo e acelerado, a atração de agentes dispersores deve fazer parte dos esforços empregados em ações restauradoras (Wunderle Jr., 1997; Jordano *et al.*, 2006). A implantação de fontes de alimentação que atraiam animais dispersores, destacando-se as aves e morcegos, de remanescentes florestais próximos para a própria área em processo de restauração, possibilita a chegada de novos propágulos, ou seja, adicionam diversas outras espécies importantes para o processo de regeneração, dentre essas as de outras formas de vida, cujas sementes são veiculadas em suas fezes e que não foram incluídas no plantio, quase sempre por serem desconhecidas quanto ao seu uso pela fauna (Silva, 2003). Já com relação aos poleiros artificiais, são utilizados uma série de técnicas e elementos tais como

galharias, armações de bambu ou torres de cipó (Reis *et al.* 2003; Bechara, 2003, 2006) (**Figura 1.17**), com a finalidade de intensificação da chuva de sementes, já que tais estruturas podem ser atrativas a fauna dispersora por possuírem pontos para pouso e forrageamento. Os resultados obtidos por uma série de trabalhos mostraram que o número de sementes dispersas por aves depositadas sob poleiros era maior que os obtidos em locais sem tais estruturas (Bechara, 2003, 2006; Zanini & Ganade, 2005; Melo *et al.*, 2000, entre outros).

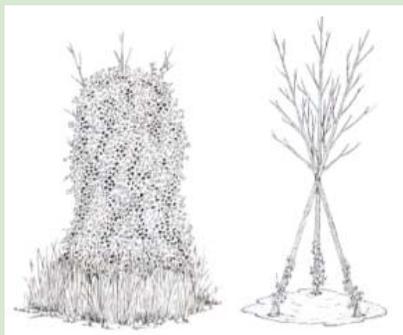


Figura 1.17: Poleiro do tipo “Torre de Cipó” - estrutura conforme de varas de *Eucalyptus* com 12 m de altura, fazendo inicialmente a função de poleiros secos (à esquerda) e depois (à direita) com o crescimento de emaranhado de lianas, formando excelentes abrigos para aves e morcegos. Extraído de Bechara (2006). Imagem gentilmente cedida pelo autor.

2. Transposição do solo/*topsoil*: método possível em regiões onde remanescentes florestais vão ser eliminados por algum motivo, como áreas de mineração, de represamento, de construção de estradas, etc., permitindo usar o banco de sementes desses remanescentes para a restauração de áreas próximas, com características ambientais semelhantes. A transposição de solo permite a re-introdução da biodiversidade ocorrente o mais próximo possível da área a ser restaurada, incluindo a microbiota do solo e diferentes tipos de propágulos, como sementes, esporos de fungos e pteridófitas, ovos de insetos, etc.. A técnica se mostra de alto potencial com um rápido efeito, sendo excelente para a introdução de colonizadoras como plantas ruderais, ervas e arbustos pioneiros, anemócóricas e anemofílicas, que são as primeiras a gerar populações em áreas degradadas. Adicionalmente, ela possibilita a introdução de espécies herbáceo-arbustivas e arvoretas pioneiras zoocóricas, promovendo a atração precoce de fauna dispersora de sementes. As plantas introduzidas pela transposição de solo geram um alto dinamismo na comunidade, pois são de rápida senescência, abrindo espaço para outras plantas e desencadeando os primeiros estágios da sucessão inicial (Bechara, 2006). Dessa forma, ações devem ser estabelecidas para garantir a germinação e o estabelecimento das espécies presentes nesse solo. Dentro dessa iniciativa podemos citar os trabalhos de Gisler (1995), Nave (2005), Bechara (2006), Viani *et al.* (2007), Jakovac (2007), entre outros (**Figura 1.18**). Os resultados de Gisler (1995), por exemplo, mostraram que houve substituições das espécies anuais de forma de vida herbácea por arbustiva e depois lenhosa perenes, atingindo ao fim de 2 anos uma riqueza de 63 espécies. Segundo a autora, essa substituição de formas de vida pode indicar a capacidade do método utilizado de restabelecer as funções ecológicas na área recuperada.



Figura 1.18: Antiga área de aterro (solo sem vegetação) recuperada com banco de sementes alóctone: detalhe para a formação de várias formas de vida (lianas, arbustos e herbáceas). Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP (Nave, 2005).

3. Resgate de epífitas: método possível em regiões onde remanescentes florestais vão ser eliminados por algum motivo, como áreas de mineração, de represamento, de construção de estradas, etc., permitindo que as epífitas sejam resgatadas dessas áreas em processo de eliminação e transplantadas para áreas em processo de restauração (Jakovac *et al*, 2007). O processo é muito simples, sendo que estes indivíduos são amarrados nos troncos das árvores. Poucos meses após serem amarrados verifica-se grande número de raízes novas fixando o indivíduo ao tronco. Estas plantas têm importância ecológica nas comunidades florestais, pois atuam na manutenção da diversidade biológica e no equilíbrio interativo, gerando recursos alimentares (frutos, néctar, pólen, água) e microambientes especializados para a fauna ampliando a diversidade biológica local. Cavalhães *et al.* (2007) realizaram uma pesquisa envolvendo o resgate de epífitas em áreas de restauração, tendo como proposta contemplar a colocação de poleiros com espécies de bromélias ao longo da área, como estratégia para aumentar a probabilidade da presença de animais polinizadores e dispersores.

4. Resgate e transplante de plântulas: método que possibilita a disponibilidade de diferentes espécies das várias formas de vida, pois grande parte delas, principalmente dos estágios mais avançados da sucessão, se encontram no banco de plântulas da floresta ao longo do ano (Ferretti *et al.*, 1995; Kageyama & Gandara, 2004; Viani, 2005; Viani *et al.*, 2007; Viani & Rodrigues, 2007; Jacovak, 2007). Um dos principais pontos de estrangulamento dos programas de restauração ecológica diz respeito à obtenção de mudas com essas características, sendo, portanto, muito recomendável a utilização dessa técnica junto aos programas de restauração florestal (Rodrigues & Gandolfi, 2004; Viani & Rodrigues, 2007). Esta técnica consiste na retirada dos indivíduos com uma pá manual, preferencialmente em dias chuvosos, quando ainda há umidade no solo. Deve-se ter muito cuidado para não danificar as raízes da plântula, principalmente as raízes mais finas, responsáveis pela absorção de nutrientes e água (Figura 1.19). Após sua retirada recomenda-se o transporte imediato para o viveiro, em uma bandeja com água, para

produção de mudas. Uma questão de extrema importância ligada a esta técnica diz respeito ao fato de que a retirada desses indivíduos deve acontecer em locais onde haverá algum tipo de intervenção antrópica, em áreas produtivas de eucaliptos (por exemplo) ou outros, a fim de não ocasionar maiores impactos a comunidade vegetal agindo de forma incompatível com a conservação de florestas nativas (Viani & Rodrigues, 2008). Apesar dessa técnica apresentar uma série de vantagens, ela ainda é pouco expressiva no Brasil (Viani & Rodrigues, 2007). Temos como exemplos de alguns trabalhos desenvolvidos nesta área os de Viani (2005), Bechara (2006), Viani *et al.* (2007), Viani & Rodrigues,(2007), Jacovak (2007).

O plantio direto da plântula coletada no fragmento na área a ser restaurada, sem passar pela produção da muda em viveiro, não tem trazido bons resultados práticos, em função da elevada mortalidade, mas essa metodologia necessita de mais estudos.



Figura 1.19: Coleta de indivíduo regenerante (técnica para transplante de plântulas) (Viani, 2005).

Dados relatados por Viani & Rodrigues (2007) demonstraram, dentre uma série de informações, que a taxa de sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural é variável de acordo com as espécies, com sua característica sucessional e com a altura de indivíduos transplantados, e que a transferência de plântulas arbustivo-arbóreas de fragmentos florestais para viveiro é viável como técnica de produção de mudas de espécies nativas, apresentando sobrevivência média de até 80% quando se utilizam plântulas com tamanho reduzido.

Destaca-se nessa fase a importância da continuidade de estudos e iniciativas que sustentem teórica e tecnicamente novas metodologias que permitam a inserção de outros componentes do ecossistema tão importantes quanto as espécies arbóreas nos programas de restauração florestal.

FASE 7:

INSERÇÃO DO CONCEITO DE GRUPOS FUNCIONAIS NA RESTAURAÇÃO, BASEADA NO CONHECIMENTO DA BIOLOGIA DAS ESPÉCIES

Sergius Gandolfi, Andrezza Bellotto, Ricardo Ribeiro Rodrigues

INTRODUÇÃO

Quantas espécies de árvores devem ser plantadas para que se possa restaurar uma floresta? Quais espécies plantar? Quantas árvores devem ser plantadas num hectare? Todas essas perguntas, e muitas outras precisam ser respondidas para que se possa efetuar um plantio que leve a uma restauração efetiva de uma floresta, mas como respondê-las?

Seriam as florestas meros agrupamentos ao acaso de plantas? Se sim, bastaria plantar quaisquer árvores para se produzir uma floresta? Se não, quais espécies deveriam ser plantadas?

A Ecologia Vegetal há mais de cem anos vêm tentando compreender como os ecossistemas estão estruturados e como eles se autoperpetuam, e a pergunta “As florestas são meros agrupamentos ao acaso de plantas?”, formulada de maneira mais geral (“Qual o grau de dependência entre as espécies que coexistem numa comunidade vegetal?”) sempre foi parte das preocupações dos ecólogos, e os fatos já observados, e as teorias já desenvolvidas para tentar explicá-los são ferramentas muito úteis para os que buscam meios eficazes para recuperar ecossistemas degradados (Palmer, 1994; Palmer *et al.*, 1997; Chesson, 2000 ; Guariguata & Kattan, 2002; Wright, 2002; Lortie *et. al.*, 2004; Pickett & Cadenasso, 2005)

Para melhor se recuperar florestas tropicais e subtropicais precisa-se entender o que elas são, como elas funcionam, como elas evoluem com o tempo, e como elas regeneram, para não se correr o risco de se desperdiçar tempo, esforços e recursos com métodos que não garantam o ressurgimento das florestas desejadas (Rodrigues *et al.*, 2009). Todavia, entender a dinâmica das florestas tropicais e subtropicais, é um desafio quase insuperável, seja pela escala temporal do ciclo de vida das espécies arbóreas envolvidas, seja pela imensidão de espécies vegetais e animais existentes, ou ainda pela super complexa e intrincada rede de interações entre as pró-

prias espécies, ou entre elas e o seu meio físico. Portanto, não basta apenas dispor de dados sobre ecossistemas ou espécies, é preciso se ter modelos científicos que levem a uma simplificação e síntese do conhecimento existente, não apenas para um melhor entendimento dos ecossistemas florestais, mas também para se traçar estratégias para a sua preservação, uso racional, ou restauração.

Frente a tantas dificuldades, o que se deve fazer para restaurar florestas complexas? Algumas estratégias já foram discutidas nas fases descritas anteriormente, mas em geral deve-se converter uma área degradada num *habitat*, e induzir-se que as espécies preexistentes voltem naturalmente a se restabelecer no local, ou deve-se, através de diferentes métodos, entre os quais o plantio de mudas, aí reintroduzi-las.

Nota-se, portanto, que o foco da restauração florestal deve estar no conhecimento das características ecológicas **das espécies** que se quer manipular, mas sendo muito grande o número de espécies, como proceder, uma vez que cada espécie tem as suas necessidades e peculiaridades biológicas?

O presente capítulo pretende justamente discutir a importância do conhecimento das espécies que se quer manejar, e também um dos métodos científicos muito empregados para se sintetizar o conhecimento sobre as espécies, que consiste em agrupá-las segundo comportamentos similares, ou seja, reuni-las em “grupos funcionais”.

■ O CONHECIMENTO BIOLÓGICO DAS ESPÉCIES: UMA FERRAMENTA PARA A RESTAURAÇÃO

A reconstrução de florestas é um processo complexo, envolvendo centenas de espécies animais e vegetais que com o tempo deverão se associar e se manter localmente. Esse processo de desenvolvimento de uma comunidade florestal depende de muitos processos ecológicos particulares e de muitas interações que deverão se estabelecer entre as espécies presentes na área. Um exemplo dessa complexidade e das implicações que ela gera para o planejamento da restauração pode ser percebido analisando-se alguns aspectos da reprodução de espécies das florestas tropicais e subtropicais.

Apesar de entre as diferentes espécies arbustivo-arbóreas florestais a reprodução, em seus detalhes, ser muito variada, ela comumente envolve os processos de polinização e fecundação, fundamentais para a formação de sementes, e conseqüentemente o surgimento de

novos indivíduos e a estruturação da variabilidade genética das populações. Embora ainda sejam relativamente limitados os conhecimentos existentes sobre a polinização e a fecundação das espécies vegetais presentes nas diferentes florestas tropicais e subtropicais ricas em espécies, o conhecimento já disponível indica que a maioria dessas espécies é polinizada por animais (p.ex., abelhas, borboletas, moscas, aves, morcegos, etc.), apresentando fecundação cruzada obrigatória (alogamia), dada a comum ocorrência de auto-incompatibilidade, ou seja, de impedimento à fecundação do óvulo pelo pólen proveniente do próprio indivíduo (Feagri & van der Pijl, 1971; Bawa, 1990; Dafni, 1992; Proctor & Lack, 1996; Murcia, 2002).

Essa grande importância dos animais como principais agentes de polinização, e da alogamia como principal sistema de reprodução, mostra que as áreas em restauração precisam, com o tempo, se tornar habitats permanentes para animais polinizadores. Para que a maioria das espécies arbustivo-arbóreas implantadas consiga produzir sementes e deixar descendentes na área restaurada será necessária a presença do polinizador adequado numa abundância adequada, e a presença de vários indivíduos da mesma espécie arbórea distribuídos a uma distância compatível com a capacidade de movimentação desse polinizador. Permite-se, assim, uma efetiva troca de pólen entre indivíduos da mesma espécie (Castro, 2007; Castro *et al.*, 2007).

Surge daí uma primeira implicação para os métodos de restauração: eles devem garantir que sejam introduzidos, na área em restauração, vários indivíduos de cada espécie arbustivo-arbórea, favorecendo assim que pelo menos parte dos indivíduos de cada espécie consiga efetivamente formar sementes. Todavia, os animais polinizadores precisam dispor de alimento durante todo o ano a fim de que possam manter uma população permanente na área em restauração. Segue-se então uma outra implicação: é preciso introduzir, ou favorecer, a invasão natural da área restaurada por um grande número de espécies arbustivo-arbóreas e de outras formas de vida (p.ex., lianas), que ofereçam ao longo de todo o ano diferentes flores e diferentes recursos alimentares (p.ex. néctar, pólen, etc.) capazes de atrair e sustentar distintos polinizadores responsáveis pela reprodução das dezenas de espécies vegetais presentes (Stranghetti & Taroda-Ranga, 1997)

A dispersão de sementes ou frutos é o movimento desses para além da planta que os formou, podendo essa dispersão alcançar curtas ou longas distâncias. Uma vez que as florestas são sistemas abertos à chegada de novos indivíduos, ou espécies, via dispersão é um processo muito importante para a manutenção, ou para a mudança da composição e estrutura das florestas.

Observa-se anualmente nas florestas tropicais, uma grande produção de frutos e sementes, parte deles são dispersos, dando origem a novas plântulas, enquanto outra parte é consu-

mida, alimentando uma variada fauna local, dois aspectos fundamentais para a manutenção dessas florestas nativas, que também devem ocorrer nas florestas restauradas.

Nas florestas tropicais, assim como se observa na polinização, também na dispersão das sementes são os animais, em geral, os principais agentes de dispersão. Esses animais têm conseqüentemente uma grande influência no sucesso reprodutivo das plantas dispersas, uma vez que eles podem retirar a semente do fruto e depositá-la num lugar favorável a sua germinação e sobrevivência, afetando, portanto, a futura distribuição dos indivíduos jovens e adultos de cada espécie na floresta (van der Pijl, 1972; Howe & Smallwood, 1982; Restrepo, 2002).

Conclui-se dessa maneira que tanto em florestas naturais como naquelas em restauração a abundância e riqueza de espécies e a diversidade de comportamento dos dispersores terá grande influência na dinâmica dessa comunidade vegetal. É importante, portanto, que as áreas degradadas venham a ser gradualmente invadidas por espécies animais dispersoras e que elas consigam aí permanecer, pois elas terão um papel chave na manutenção e na evolução da floresta em restauração (Guevara *et al.*, 1986; Parrota *et al.* 1997; Wunderle, 1997). Todavia, a presença permanente de dispersores numa área em restauração depende de vários aspectos, como a complexidade da vegetação, a presença ou ausência de certos predadores, a oferta de alimentos e abrigos ao longo de todo o ano, etc., aspectos que deverão ser garantidos ou induzidos pelo projeto de restauração (Rodrigues *et al.*, 2009).

Polinização, fecundação, dispersão são apenas alguns dos processos ecológicos que devem ocorrer para que uma floresta se estabeleça e permaneça, e servem para dar uma idéia da necessidade de se dispor de informações sobre a biologia das espécies quando se procura formular projetos de restauração que tenham maiores probabilidades de sucesso.

Na formulação de projetos de restauração pode-se então perguntar: quando essa espécie arbórea floresce? Qual é o seu polinizador? Qual o dispersor das sementes dessa outra espécie? Essa informação está disponível? Sim, não, como obtê-la?

Infelizmente, para a maioria das espécies arbustivo-árboreas das florestas brasileiras, essas e outras informações biológicas importantes não estão disponíveis. Então, o que fazer?

Considere-se o seguinte: se dentro dos ecossistemas muito complexos existirem padrões, reconhecê-los pode ajudar a melhor entendê-los e manejá-los. Por exemplo, se nas florestas existirem grupos de espécies que tem distintos comportamentos ecológicos em relação a características cruciais para a manutenção e sobrevivência da própria floresta, reconhecer esses

grupos, e as espécies que a eles pertencem, seria essencial, pois em vez de se tentar manejar centenas de espécies cada qual com seu comportamento único, bastaria apenas saber manejar uns poucos grupos de espécies, cada qual com uma resposta definida.

Pressões ecológicas similares podem produzir respostas anatômicas, morfológicas, fisiológicas e ecológicas semelhantes em espécies muito distintas, permitindo assim que se possa agrupá-las. Por exemplo: no passado, diferentes espécies de plantas que possuíam flores tubulosas vermelhas tinha uma vantagem adaptativa na obtenção de polinizadores, uma vez que a cor dessas flores é especialmente atrativa para pássaros e a forma tubulosa restringe o acesso de outros polinizadores a essas flores, salvo o acesso dessas aves. Assim, possuir tais flores levava a uma interação vantajosa que acabou, após muitas gerações, produzindo o mesmo tipo de adaptação evolutiva nessas espécies (p.ex. forma e cor da flor), o que permite hoje agrupá-las, não por serem aparentadas, mas por terem respostas adaptativas semelhantes (p.ex., o mesmo tipo de polinizador).

A existência desses padrões naturais adaptativos, quando confirmados, tem grande importância, pois simplificam a compreensão da natureza, sendo por isso muito procurados pelos pesquisadores. O conjunto de características marcantes presentes numa ou mais espécies que lhes permite exercer um mesmo comportamento, papel, ou função natural, têm sido chamado de “síndrome” (p.ex., Feagri & van der Pijl, 1971; van der Pijl, 1972)

A existência de diferentes síndromes seria, portanto, uma potente ferramenta para predições, pois se os que têm as mesmas características, ou seja, a mesma síndrome, têm a mesma função natural (formando um grupo), outras espécies que tem a mesma síndrome, mas cuja função ainda não foi estudada, devem ter o mesmo comportamento daquelas estudadas. Ao longo das últimas décadas muitos grupos foram sendo propostos, baseados em síndromes que indicariam certos comportamentos esperados como, por exemplo, síndromes de polinização, que permitiriam, pelas flores, prever o polinizador de determinada espécie de planta (Feagri & van der Pijl, 1971); síndromes de dispersão, que permitiriam, pelos frutos e sementes, prognosticar o dispersor da espécie vegetal (van der Pijl, 1972; Restrepo, 2002); e síndromes sucessionais (Whitmore, 1966, 1989), que permitiriam prever o comportamento sucessional de espécies arbustivo-arbóreas, etc.

Considerando-se que existe uma grande carência de informações sobre a biologia de espécies usadas na restauração de áreas degradadas, reconhecer síndromes que predizem comportamentos é de grande utilidade, pois permite escolher espécies a serem usadas em plantios mesmo quando o comportamento biológico de muitas delas não foi ainda estudado, inferindo-se o comportamento de cada espécie a partir da síndrome que cada uma apresenta.

Sem dúvida esse procedimento auxilia e facilita muito o trabalho de planejamento, mas além de ser útil, é realista? Seguem abaixo algumas reflexões sobre a utilização de síndromes ou de grupos de espécies.

■ GRUPOS FUNCIONAIS

No meio do século XX, as explosões de bombas nucleares mudaram a humanidade e as prioridades das ciências. Por exemplo, entender e mapear a movimentação e acumulação de elementos radioativos na natureza passou a ser, nas décadas de 50 e 60, uma questão crítica à saúde e à segurança. Na ecologia a possibilidade de manipulação de radioisótopos permitiu que se traçassem os fluxos e ciclos dos elementos químicos entre os solos, as águas, atmosfera e os seres vivos, dando vida ao conceito de ecossistema. Nessa época corria esse conhecimento não poderia se deter nos comportamentos peculiares de cada espécie em cada ecossistema, e a descrição do comportamento das espécies agrupadas em categorias alimentares ou tróficas (produtores, consumidores e decompositores) forneceu a simplificação necessária às demandas da época. Essa divisão de espécies utilizada nesse exemplo histórico é o que podemos chamar, num sentido amplo, de separação das espécies em “**grupos funcionais**”, agrupamentos em que cada grupo exerce uma função, ou grupos de funções específicas (Gourlet-Fleury *et al.*, 2005)

A separação de espécies em grupos funcionais visa, em geral, salientar o funcionamento de um ou mais processos que se tenha interesse (p.ex. espécies fixadoras de nitrogênio, etc.), podendo emergir da observação da natureza (p.ex., síndromes de polinização), ou resultar da escolha subjetiva de algum aspecto que se quer salientar (p.ex. espécies ornamentais).

Além daqueles de grupos relacionados à polinização, ou à dispersão muitos outros grupos funcionais já foram propostos e podem ser criados, e a sua utilização é uma longa tradição na biologia e ecologia, independentemente das muitas discussões e críticas referentes à sua validade (Noble & Gitay, 1996; Gourlet-Fleury *et al.*, 2005).

Entre esses grupos já propostos estão aqueles referentes à sucessão ecológica, muito utilizados na restauração de áreas degradadas, cuja origem vale a pena aqui detalhar.

Desde os primórdios da Ecologia se sabia, em relação às florestas temperadas, que distintas espécies arbóreas podiam apresentar diferentes respostas às condições físicas existentes dentro das florestas (p.ex. umidade do solo, luz, etc.), mostrando que as florestas não são meras

associações ao acaso de espécies, uma vez que diferentes espécies prefeririam diferentes locais no interior dessas vegetações.

Ao longo do século XX, observações feitas em florestas tropicais submetidas a manejos silviculturais, ou feitas sobre o desenvolvimento de espécies em áreas com diferentes idades sucessionais, ou ainda sobre a regeneração em diferentes fases da dinâmica de clareiras dessas florestas, mostraram que, assim como nas florestas temperadas, também nas florestas tropicais e subtropicais existiam algumas espécies arbustivo-árboreas que apresentavam diferenças de tolerância à luz. Ou seja, diferentes espécies ocupariam preferencialmente distintos locais da floresta (p.ex. dossel, sub-bosque, clareiras, etc.), e poderiam ser agrupadas segundo essas respostas de sobrevivência e crescimento à luz. Mais ainda, para muitos autores essa tolerância diferencial à luz seria o principal fator definidor da sobrevivência, da abundância e da distribuição das espécies arbustivo-árboreas nas florestas úmidas e méxicas (Whitmore, 1989, 1996).

Como já visto na Fase 3, algumas espécies arbustivo-árboreas foram então sendo reconhecidas como espécies de sombra ou de luz, espécies tolerantes ou intolerantes à sombra, espécies pioneiras ou clímax, ou com muitas outras denominações, referentes aos locais em que regeneravam, após aplicação de determinado manejo florestal, ou relacionadas à determinada fase do processo sucessional em que predominariam, ou ainda a alguma fase específica da dinâmica de clareiras.

Na busca por padrões que simplificassem o entendimento da realidade, interpretou-se a existência de espécies arbustivo-árboreas com distintos comportamentos ecofisiológicos (p.ex., maior ou menor velocidade de crescimento a pleno sol) como uma adaptação que teria evoluído no sentido de, simultaneamente, permitir que diferentes espécies pudessem ocupar diferentes locais específicos dentro das florestas, e também que garante a própria evolução e a autopetuação dessas vegetações (Whitmore, 1989)

Certas características morfológicas (p.ex., tamanho de sementes, etc.), ecofisiológicas (p.ex., velocidade de crescimento, etc.), e ecológicas (p.ex., duração do ciclo de vida, etc.) de algumas espécies estudadas, e que reconhecidamente apresentavam distintas tolerâncias à luz, passaram, com o tempo, a ser interpretadas como sendo “atributos adaptativos” a essa tolerância. Por extensão, outras espécies, ainda não estudadas, mas portadoras de “atributos adaptativos” ou “síndromes” semelhantes passaram a ser vistas como tendo o mesmo padrão de tolerância daquelas espécies efetivamente estudadas e, portanto passaram a ser colocadas juntas, num mesmo grupo funcional (p.ex. pioneiras, secundárias e clímax).

Principalmente nos últimos 50 anos, diferentes grupos de espécies relacionados à dinâmica das florestas tropicais foram então sendo propostos (p.ex., pioneiras e clímax, etc.), e assim, a separação das espécies arbustivo-arbóreas em grupos ditos sucessionais ou ecológicos tem povoado os estudos de ecologia de florestas tropicais.

■ GRUPOS FUNCIONAIS E A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A restauração ecológica de florestas tropicais, tomando por base o conhecimento ecológico disponível, vem de forma útil usando diferentes agrupamentos de espécies na formulação e implementação modelos de plantio (Rodrigues & Gandolfi, 2004) Se muitos resultados obtidos tem sido positivos, outros têm servido para se questionar a veracidade de alguns desses agrupamentos, e conseqüentemente fornecido a base para a sua reformulação e para a criação de novos grupos.

Pode-se então perguntar, no âmbito da restauração ecológica, o uso de grupos funcionais é útil ou supérfluo?

A resposta a essa pergunta depende de algumas constatações, por exemplo, assim como já se tem observado em relação à polinização, também na dispersão a simples presença de uma da síndrome de dispersão numa dada planta não parece definir obrigatoriamente qual será o mecanismo efetivo de dispersão numa determinada situação. Por exemplo, se determinada espécie de planta que tem frutos com formato, cor, odor, etc., adequados a serem dispersos por um certo tipo de ave, mesmo na ausência dessa ave, a dispersão desse fruto poderá ocorrer, em função, por exemplo, da simples queda do fruto no chão da floresta e da sua posterior ingestão e dispersão por um pequeno mamífero. Tal constatação mostra que em um grande número de casos não se verifica a correspondência ou a dependência esperada entre uma certa síndrome e um certo tipo de polinizador ou agente dispersor efetivo.

Aos poucos, tanto nos estudos de florestas nativas, como em projetos de restauração, muitas dessas síndromes, ou desses grupos foram sendo progressivamente vistos como pouco realistas, seja porque muitas adaptações distintas em espécies diferentes podiam na natureza permitir um mesmo funcionamento ou comportamento ecológico, com espécies possuidoras de uma síndrome realizando, por caminhos diversos, comportamentos típicos de outra síndrome, seja porque muitos comportamentos atribuídos a certas espécies pela síndrome que possuíam, nunca haviam sido comprovados, e quando foram feitos observações, ou estudos específicos, eles mostram que os comportamentos esperados não ocorriam.

■ A ADEQUAÇÃO DO USO DE GRUPOS FUNCIONAIS NA RESTAURAÇÃO

Grupos funcionais criados para descrever padrões existentes nas florestas nativas (p.ex. espécies pioneiras e clímax) devem sempre ser empregados para orientar a restauração?

Como visto na Fase 3, muitos dos plantios visando à recuperação de matas ciliares efetuados nas décadas de 80 e 90, no sul e sudeste do Brasil, a distribuição de mudas arbustivo-arbóreas no campo por muito tempo foi feita, plantando-se separadamente espécies consideradas, por exemplo, como pioneiras e clímax segundo os “atributos” que elas apresentariam durante a sucessão secundária ou a dinâmica de clareiras nas formações florestas a que elas pertenciam. Acreditava-se assim, que as espécies pioneiras, de acordo com “atributos” que elas possuíam, rápido crescimento, agressividade e boa sobrevivência à pleno sol, deveriam permitir um rápido recobrimento de uma área degradada por essas espécies, que preparariam assim as condições para o desenvolvimento das espécies clímax que localmente formariam a floresta definitiva. Na prática muitos desses plantios não se converteram em florestas, em parte pelo pequeno número de espécies empregadas, em parte por uma falta de manutenção adequada, mas também porque os atributos presumidos para muitas espécies não se mostraram efetivos, ou não se mostraram úteis para as finalidades de restauração pretendidas. Por outro lado, outros aspectos como a riqueza de espécies empregada no plantio, a densidade de indivíduos de cada grupo ecológico introduzido, a combinação espacial das espécies no campo, e outros fatores se mostram muito importantes para formação, ou não, de uma floresta no local em restauração (Souza & Batista, 2004; Nave & Rodrigues, 2007).

Pesquisadores do LERF, por exemplo, desenvolveram recentemente uma solução que permitiu contornar parcialmente essa dificuldade. Optou-se por criar grupos funcionais baseados em **objetivos específicos** que se quer alcançar **em determinadas fases** do processo de restauração.

De forma simples, se o que se pretende é obter uma rápida e boa cobertura do solo, não se deve assumir que espécies tidas como pioneiras na floresta nativa farão esse recobrimento rápido em áreas abertas que não são ainda florestais, isso porque o agrupamento “em pioneiras” foi feito usando num um mas vários aspectos do comportamento dessas espécies e apenas a capacidade ou não de recobrir rapidamente o solo. Portanto, melhor é se estabelecer um grupo artificial a partir do que se quer, ou seja, o rápido recobrimento do solo, independente do caráter sucessional que as espécies neles agrupadas apresentem.

No entanto, resolver uma parte do processo de restauração (recobrir o solo) não é garantia de se produzir florestas permanentes (Souza & Batista, 2004)! Daí a necessidade do planejador compreender todos os processos que determinam a dinâmica e a manutenção das florestas, e que os objetivos parciais, relativos a uma fase do processo de restauração, estejam sempre alinhados com o objetivo final, a criação de florestas que se autoperpetuem. Somando essas exigências criou-se o conceito de Grupos de Plantio (Nave & Rodrigues, 2007).

“Grupos de Plantio” foram definidos como grupos de espécies que juntos devem produzir, em curto prazo (menos de 3 anos), o recobrimento total de uma área degradada formando aí uma fisionomia floresta semelhante à de uma capoeira que contenha também pelo de 80 a 120 espécies arbustivo-arbóreas, suficientes para permitir o desenvolvimento local de uma sucessão secundária, e a futura formação de uma floresta que se auto-perpetue localmente. Dois grupos funcionais foram então definidos: o grupo das “espécies de preenchimento”, que a pleno sol apresentem simultaneamente rápido crescimento e produzam grande cobertura do solo, e o grupo das “espécies de diversidade”, que não apresentam simultaneamente as duas características do grupo anterior, mas que reúnem muitas espécies que têm comportamentos sucessionais distintos (pioneiras, secundárias iniciais e clímax) garantindo o processo de sucessão florestal (**Figura 1.20**).

Esse novo planejamento dos plantios e sua aplicação no campo resultaram, nos últimos anos, em uma melhor, mais rápida e mais eficiente formação de uma floresta nas áreas degradadas submetidas a plantio, incluindo-se aí menores custos. Constata-se dessa forma que agrupamentos artificiais criados para se alcançar objetivos específicos podem ser por vezes mais úteis na condução da restauração, do que transposições lineares de agrupamentos feitos em outros contextos.

Outra possível pergunta seria: devem-se usar grupos “naturais” provenientes de métodos de agrupamentos objetivos (multivariados), ou seria válido o emprego de grupos definidos por características subjetivas?

O uso de grupos funcionais, sejam eles considerados agrupamentos naturais ou artificiais, deve sempre ser feito com o devido cuidado. Por exemplo, as espécies arbustivo-arbóreas disponíveis numa dada região poderiam ser separadas de acordo com as famílias a que pertencem, privilegiando-se assim o parentesco como critério de agrupamento. Na sequência, o planejador de uma restauração sabendo que não poderia dispor de todas essas espécies para plantio, poderia considerar que essa separação em famílias poderia ser um critério útil para definir quais espécies seriam plantadas. Assim definiria que apenas as famílias que nas florestas tivessem 5 ou mais espécies deveriam ser plantadas na recuperação das matas ciliares da região. Ora,

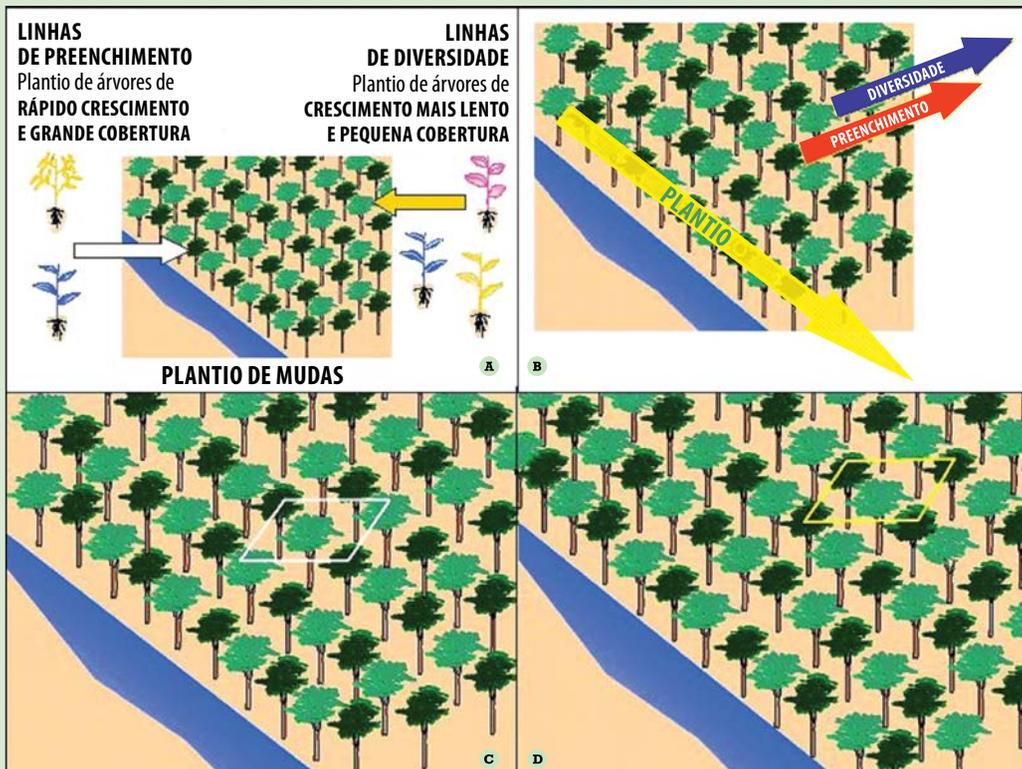


Figura 1.20: Exemplo do uso de Grupos de Plantio na restauração da margem de um rio: (A) mostra que o grupo de preenchimento é composto por espécies pioneiras e secundárias iniciais, e o grupo de diversidade por pioneiras, secundárias iniciais e clímax, (B) mostra que o plantio é feito em linhas paralelas ao rio, alternando-se na linha uma espécie de preenchimento com uma de diversidade, o que resulta em linhas de preenchimento e diversidade perpendiculares ao rio, (C) mostra que quando as linhas de plantio começam sempre com espécies de um mesmo grupo, cada espécie de diversidade estará circundada por apenas duas espécies boas sombreadoras (preenchimento), e (D) que mostra que quando uma linha de plantio começa com uma espécie de um grupo e a linha seguinte começa com uma espécie do grupo oposto, cada espécie de diversidade ficará circundada por quatro espécies de preenchimento, e portanto, será sombreada mais rapidamente, reduzindo-se assim os custos de manutenção.

as espécies de uma família mesmo sendo aparentadas não têm todas, necessariamente, boa sobrevivência e crescimento a pleno sol. Portanto, embora a separação em “famílias” possa ser um agrupamento natural, o seu uso pode não garantir que se consiga recuperar a área desejada, enquanto outro agrupamento, não considerando as famílias como critério, possa ser muito mais útil.

■ TENDÊNCIAS ATUAIS

Principalmente nas últimas duas décadas, como visto na Fase 4, mudanças graduais e persistentes no entendimento de como funcionam as comunidades biológicas e os ecossistemas mudaram o Paradigma Ecológico Clássico, que via a natureza como tendendo continuamente a um equilíbrio, noção tradicional que dava suporte as teorias ecológicas então em uso, e conseqüentemente as práticas relacionadas à preservação, manejo e restauração (Pickett *et al.*, 1992). Desde então, a emergência de novas idéias e o surgimento de novos dados vêm aos poucos criando um novo paradigma, dito Contemporâneo, que enxerga a natureza e os sistemas ecológicos, de uma forma menos previsível, e caracterizados por um fluxo constante e contínuo, tomando o manejo, a preservação e a restauração desses sistemas não como a montagem de um “quebra cabeças” finito e definido, mas como a condução de processos onde o “quebra cabeça”, no nosso caso, uma floresta, se estrutura, articula e re-articula continuamente e que no caso da restauração é conduzido numa dada direção desejada.

Cabem aqui algumas perguntas simples e básicas:

- As florestas maduras apresentam uma composição de espécies estável, característica e persistente, ou, ao contrário, elas são uma mera combinação aleatória de espécies, e conseqüentemente nas tentativas de reconstrução das comunidades vegetais não é preciso introduzir um conjunto definido espécies?
- Qual é o grau efetivo de dependência entre as espécies que coexistem numa floresta?
- Seria toda a biodiversidade presente nas florestas ricas em espécies realmente necessária para o funcionamento e manutenção desses ecossistemas?
- A perda de algumas espécies pode comprometer a persistência de uma floresta?

O agravamento das crises ambientais fez com que essas perguntas aparentemente de interesse apenas teórico se tornassem muito importantes, pois a opção por um ou outro ponto de vista interfere diretamente nas decisões e opções de preservação, manejo e restauração adotadas. Nessas perguntas está embutido um debate muito maior, ou seja, qual é o papel da biodiversidade no funcionamento e persistência dos ecossistemas?

Historicamente, a Ecologia de Ecossistemas apenas se ocupou com descrição de ciclos e fluxos considerando apenas grupos de espécies e não o papel de cada espécie nesses ciclos. Já a Ecologia de Comunidades centrou suas análises nas intrincadas relações entre espécies e assim, até recentemente, ambas, isoladamente ou reunidas, eram incapazes de oferecer uma visão mais realista do papel individual de cada espécie nos sistemas naturais e conseqüentemente do efeito da perda da biodiversidade no funcionamento da natureza (Lawton & Jones, 1995).

Com a evolução das discussões, cedo se percebeu que não necessariamente o número

de espécies em si, mas sim a variedade de comportamentos das espécies presentes poderia explicar certas relações entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas, o que aumentou na literatura a ênfase na definição e discussão sobre grupos funcionais.

Se cada espécie tem um papel fundamental no ecossistema, a perda de cada uma delas, ainda que em pequena proporção, contribuiria para a desestruturação do ecossistema, mas se ao contrário, se nem todas as espécies são efetivamente fundamentais, havendo uma redundância funcional entre muitas delas, dever-se-ia dar preferência à preservação daquelas que não podem ser substituídas, ou em projetos de restauração, à introdução daquelas espécies indispensáveis ao funcionamento do ecossistema a ser recuperado (p.ex., Grime, 1997; Walker, 1992; Baskin, 1994; Erlich & Walker, 1998).

Se a perda aleatória de algumas espécies pode ou não ser relevante, a realidade prática é que na maioria das vezes essa perda de biodiversidade, e da funcionalidade de ecossistemas naturais, resulta primeiramente da degradação, ou do desaparecimento integral de habitats e não da perda de espécies isoladas.

A discussão sobre o grau de dependência existente entre as espécies que coexistem numa floresta, e que historicamente alternou entre a idéia de uma grande dependência, ou a de uma total independência, não tem ainda uma resposta definitiva, pois existem evidências em direções opostas. Mas já se sabe que existem certos papéis que toda e qualquer espécie exerce em uma comunidade, e esses papéis estão relacionados à questão da dependência entre elas.

Cada espécie presente numa floresta, ou introduzida num projeto de restauração fornece alimentos para outras espécies, e é também uma competidora potencial com outras espécies pelos recursos disponíveis. Portanto ambos, tanto o papel trófico, quanto o papel competitivo, de cada espécie na comunidade, há tempos reconhecido, são muito importantes. O ingresso ou a perda de uma ou mais espécies pode afetar disponibilidade de alimentos para várias espécies, favorecendo ou desfavorecendo suas competidoras diretas ou indiretas, podendo assim afetar a estrutura da comunidade.

Um novo olhar, no entanto, foi introduzido nessa discussão por Jones *et al.* (1997) que chamaram a atenção para o fato de que, para além dos papéis trófico e competitivo, todos organismos vivos agem no ambiente, em maior ou menor grau, como “engenheiros físicos do ecossistema”. Essa nomenclatura, a princípio estranha, informa que qualquer espécie modifica o meio em que está inserida. O sentido dessa alteração por ela produzida pode ser o de mudar o status atual do meio, ou apenas de manter o estado já existente, mas pode inclusive criar algo totalmente novo em relação ao já existente.

Um exemplo simples é o de uma árvore presente no dossel da floresta, que pela sua simples existência pode criar ou manter a sombra no chão da floresta (Montgomery & Chazdon 2002), ou pela deposição e posterior decomposição das suas folhas, mudar a fertilidade do solo (Binkely, 1995), ou ainda, pelo desenvolvimento dos seus galhos, criar novos locais antes inexistentes para ninhos de pássaros, ou para o crescimento de musgos e orquídeas. Sem serem interações tróficas ou competitivas, os efeitos dessa “engenharia” são, portanto, os de manter, alterar ou criar novos habitats, favorecendo ou desfavorecendo localmente a presença de outras espécies, e portanto, da biodiversidade local (Jones *et al.*, 1997; Wright & Jones, 2006). Portanto, incluir ou retirar espécies não implica apenas em fornecer alimento ou alterar o jogo da competição, mas implica na possibilidade de se mudar habitats e microhabitats, inclusive criando novas condições e espaços para que antigas ou novas espécies possam se estabelecer localmente (Byers *et al.*, 2006).

A implicação prática desse fato é que se pode deliberadamente introduzir espécies para alterar a área degradada num sentido desejado, por exemplo, colocando-se árvores cuja arquitetura facilite a ocupação dos seus troncos e galhos por epífitas, favorecendo dessa maneira o aumento da biodiversidade local, ou então, introduzindo-se espécies especialmente capazes de retirar das camadas mais profundas do solo certos nutrientes como nitrogênio, ou fósforo, ou cálcio, etc., que armazenados em altas concentrações nas suas folhas seriam depois depositados no chão da floresta, recuperando a fertilidade da área degradada mesmo sem o uso de adubação (Fisher, 1995; Montagnini, 2001; Carnevale & Montagnini, 2002).

O efeito negativo da “engenharia” produzida por certas plantas que pode reduzir a biodiversidade de um local é de longa data conhecido em relação às plantas alelopáticas (Rice, 1984; Borges *et al.*, 1993). Por outro lado, efeitos positivos são também conhecidos no caso das plantas-berçário (*nurse plants*), hoje consideradas importantes ferramentas para a recuperação de alguns ecossistemas. Por exemplo, em regiões semi-áridas e áridas, algumas espécies de arbustos e árvores agem como plantas-berçário e têm grande importância para a manutenção da biodiversidade, pois nesses ambientes extremos elas criam sob suas copas microhabitats favoráveis, permitindo uma densa regeneração de plantas sob si. Dada essa importância, espécies-berçário deveriam ser prioritariamente introduzidas para recuperar esses ecossistemas extremos (Callaway, 1995; Withgott, 2000; Padilla & Pugnaire, 2006).

Já em relação a florestas tropicais e subtropicais, algo semelhante pode também existir. Recentemente, Gandolfi *et al.* (2007a) propuseram que cada espécie do dossel, devido a sua longa persistência num determinado local, poderia criar microsítios específicos sob sua copa, que funcionariam como filtros (positivos ou negativos) para as espécies que tentam regenerar sob elas. Assim, cada espécie do dossel poderia apresentar níveis variados de permeabilidade ou impermeabilidade em relação às várias espécies vegetais da floresta, podendo parcialmente

determinar a composição e estrutura da comunidade de plantas sob a projeção da sua copa. Dessa maneira a biodiversidade, atual e ou futura, de plantas da floresta poderia ser parcialmente determinada pela comunidade atual de árvores do dossel (efeito de filtro). Na prática, se confirmada essa hipótese, ela pode ter grande importância para a restauração, pois dependendo da composição de espécies do dossel, presentes ou plantadas numa área degradada, maior ou menor biodiversidade poderia ocorrer, dada a maior ou menor disponibilidade de microhabitats existentes para a regeneração de diferentes espécies.

Seja por favorecer preferencialmente a ciclagem de certos elementos químicos, ou, por exemplo, por garantir a reprodução cruzada obrigatória de alguma espécie, ou ainda por outra razão, o papel de cada espécie na dinâmica das florestas tem sido cada vez mais salientado. Isso faz com que se retorne à questão: a separação das espécies em grupos funcionais deve ou não ser empregada no planejamento da restauração de áreas degradadas?

■ O ESPÉCIES, GRUPOS FUNCIONAIS E O PLANEJAMENTO DA RESTAURAÇÃO

Essa questão, todavia, pode ser vista de outra maneira. Mais importante do que responder se os grupos funcionais, apesar de restrições e limitações que apresentam, devem ou não ser usados, é compreender que eles colaboram com a difícil tarefa de planejar a restauração de áreas degradadas, numa perspectiva sustentável e economicamente viável, pois colaboram com a necessidade prática de se sintetizar dados referentes a dezenas de espécies que devem ser escolhidas para serem colocadas numa mesma área. Além disso, como se viu, a capacidade de predição fornecida por esses agrupamentos permite supor certas informações sobre espécies que ainda não foram estudadas, permitindo assim manejá-las até que um maior volume de informações sobre cada espécie esteja disponível. No entanto, essas previsões não devem ser verdades absolutas e não devem substituir a busca pelas informações biológicas e ecológicas corretas, pois somente elas podem eficientemente garantir qualquer manejo.

Em resumo, se o uso de grupos funcionais pode ser positivo, a sua importância, no entanto, não deve ser excedida, e a observação e o monitoramento de áreas em restauração pode ser uma boa oportunidade para se avaliar e corrigir certas previsões sobre as espécies e grupos.

Um exemplo prático pode auxiliar nessa discussão, um possível critério a ser empregado na formação de grupos funcionais poderia ser o da separação das espécies arbóreas de acordo com o padrão de trocas de folhas ao longo do ano. Dois grupos gerais poderiam assim ser for-

mados, o das espécies perenifólias, que continuamente trocam suas folhas, sem nunca ficarem sem folhas, e o das espécies decíduas, que perdem sincronicamente suas folhas durante o ano, ficando, por maiores ou menores períodos de tempo, com copas desfolhadas.

A queda sincrônica das folhas de uma árvore decídua pode, eventualmente, ter consequências ecológicas importantes, seja por:

- aumentar a luz disponível no sub-bosque para plântulas e juvenis;
- produzir danos mecânicos às plântulas estabelecidas sob essa copa;
- recobrir sementes presentes no chão, dificultando a sua predação;
- interceptar a luz que chega ao solo, influenciando assim na germinação do banco de sementes; ou
- em função da decomposição dessas folhas que poderia gerar num pulso de liberação de nutrientes, etc. (Gandolfi, 2003).

Tais possibilidades e outras, sendo distintas sob árvores perenifólias e decíduas, poderiam diferentemente condicionar a regeneração que ocorre sob cada grupo, sendo assim um caráter a ser considerado no planejamento da restauração (Vieira e Gandolfi, 2006). Todavia, apesar das espécies decíduas formarem um grupo, cada uma delas elas pode ter polinizadores diferentes, dispersores diferentes, ter ou não alelopatia, fixar ou não nitrogênio, etc., sendo possíveis diversas combinações dessas características entre as várias espécies decíduas.

Esse exemplo simples sugere que cada espécie é única em suas peculiaridades, não havendo entre elas uma **redundância funcional absoluta**. Portanto, o restaurador deve estar atento para o fato de que espécies de um mesmo grupo podem ter outras características ecológicas distintas que devam ser também consideradas na seleção das espécies que se vai plantar. Por exemplo, as Florestas Estacionais Semidecíduais apresentam um grande número de espécies decíduas, uma característica que se quer manter quando se quer restaurar áreas degradadas pertencentes a essa formação. Poderia-se então separar as espécies arbóreas disponíveis num viveiro em perenifólias (p.x., Canelas) e decíduas (p.ex., Ipês, Jequitibás, Paineira, Pau Jacaré, etc.) e escolher um certo número de espécies de cada grupo para serem plantadas numa área degradada. Todavia, ele deveria escolher espécies decíduas que tenham diferentes tipos de polinização (p.ex., abelhas, borboletas, aves), ou de dispersão (p.ex., morcegos, roedores), etc., em vez de plantar espécies que usam todas o mesmo polinizador ou o mesmo dispersor, uma vez que a biodiversidade é um caráter a ser favorecido e uma ou outra escolha pode estar determinando a presença de um maior ou menor de espécies animais associadas ao plantio.

O entendimento do possível papel dos grupos funcionais tem uma relação muito grande com a visão ecossistêmica da restauração ecológica, tema da fase a ser descrita a seguir.

FASE 8:

UMA VISÃO ECOSISTÊMICA DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Pedro Henrique Santin Brancalion, Sergius Gandolfi, Ricardo Ribeiro Rodrigues

O processo histórico de degradação de áreas naturais tem seriamente ameaçado a conservação da biodiversidade e a integridade dos ecossistemas naturais, trazendo profundas implicações para a sobrevivência da humanidade no momento atual e também nas futuras gerações (Vitousek *et al.*, 1997; Raven, 2002). Como resultado da conversão de extensas áreas antes ocupadas por vegetação nativa em cultivos agrícolas ou cidades, os processos naturais responsáveis pelo equilíbrio sistêmico do ambiente foram profundamente afetados. Como forma de mitigar os impactos negativos da degradação ambiental e garantir não só o bem-estar da sociedade, mas também a efetiva conservação da biodiversidade, as ações de restauração ecológica têm se mostrado cada vez mais necessárias e urgentes (Dobson *et al.*, 1997).

Particularmente na Mata Atlântica, onde a ocupação histórica é mais antiga e intensa em comparação com os demais biomas brasileiros, os elevados níveis de degradação e fragmentação ambiental alteraram profundamente a estrutura e o funcionamento de seus ecossistemas, comprometendo a resiliência natural dos mesmos. Em função disso, pode ser necessário um maior nível de complexidade nas ações de restauração ecológica para que as áreas degradadas desse bioma possam efetivamente ser convertidas em comunidades auto-sustentáveis e com alta diversidade de espécies nativas, restabelecendo suas funções ecológicas.

Diante desses desafios, a ciência da restauração ecológica tem evoluído consideravelmente nos últimos anos e buscado uma visão mais integrada do processo, como pode ser observado na definição da *Society for Ecological Restoration International*: “restauração ecológica é a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais”. Fica evidente, nessa definição, que uma visão ecossistêmica do processo de restauração ecológica se faz necessária para que efetivamente se atinja um nível mais elevado de equilíbrio ecológico e se reconstituam comunidades naturais auto-sustentáveis no tempo, ricas em espécies nativas. Contudo, devido à alta complexidade das interações biológicas entre as espécies, e das relações das espécies com os fatores abióticos do meio, o enfoque prático

de uma visão ecossistêmica da restauração ecológica ainda é um grande desafio, especialmente em florestas tropicais, evidenciando a falta de conhecimento sobre as complexas interações que regulam o funcionamento desses ecossistemas.

Como resultado da carência de conhecimento, e conseqüentemente de métodos aplicados de inserção desse tipo de visão ecossistêmica nas ações de restauração ecológica, todo o enfoque atual da recuperação ambiental é quase que exclusivo no componente biológico desses ecossistemas degradados, em substrato adequadamente preparado ou recuperado.

Contudo, o manejo da resiliência de um ecossistema para sua condução a um estado de equilíbrio desejado depende principalmente da compreensão dos processos envolvidos no funcionamento do sistema ecológico e nas interações existentes entre seus componentes bióticos e abióticos, não bastando o estudo compartimentalizado e individualizado de suas partes, tal como o foco apenas na comunidade arbórea sem considerar a interação desta com as demais formas de vida vegetal, com a fauna e com os fatores físicos do ambiente (Folke *et al.*, 2004).

Assim, a visão dos ecossistemas considerando apenas o ponto de vista biológico é incompleta, sendo necessário um entendimento mais integrado dos diferentes componentes e das interações dessas comunidades para que consigamos elevar o patamar de eficiência ecológica das ações de restauração (Lugo *et al.*, 2004), fazendo-se necessária uma abordagem funcional desses processos, e não apenas estrutural, para se obter a sustentabilidade da área restaurada e se chegar a uma condição de equilíbrio desejada (Suding *et al.*, 2003).

É sob esse contexto que há uma perspectiva de nova mudança de paradigma da restauração, na qual se passa à fase de entendimento da restauração dos ecossistemas como um todo, e não apenas de algumas de suas partes. Dessa forma, a recuperação das funções biogeoquímicas também será uma das metas futuras da Ecologia da Restauração (McKee & Faulkner, 2000).

A partir desse novo enfoque, a função particular que cada espécie vegetal irá desempenhar nas áreas em processo de restauração será considerada não só sob o ponto de vista das interações biológicas, conforme preconizado pelo uso de grupos funcionais, mas também com base em sua capacidade de reconstrução e manutenção da funcionalidade dos ecossistemas (Jones *et al.*, 1997), conforme exemplificado na **Figura 1.21**.

Como a incorporação desses conceitos na restauração ecológica de florestas tropicais ainda não ocorreu na prática, o que há disponível como exemplo são algumas iniciativas de pesquisas em andamento nesse tema. Para auxiliar a compreensão de como a restauração

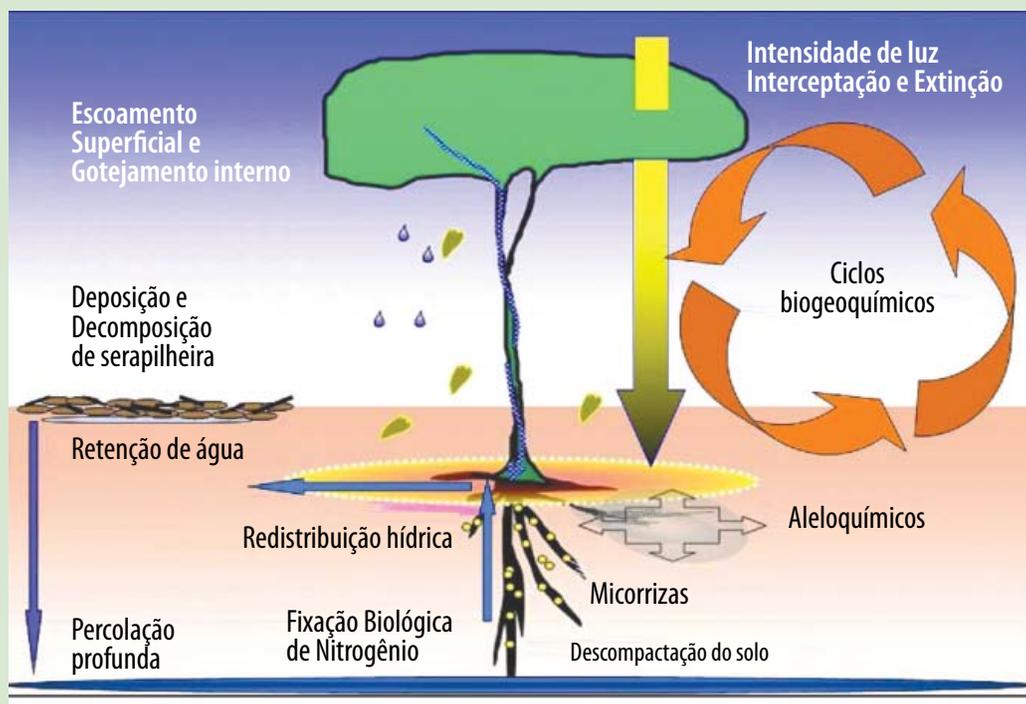


Figura 1.21: Exemplos de como as espécies vegetais podem modificar as características abióticas do meio em áreas em processo de restauração ecológica, atuando como “engenheiras físicas do ecossistema”.

ecológica será futuramente guiada por uma visão ecossistêmica, serão principalmente apresentados alguns resultados de pesquisas realizadas em remanescentes naturais sobre a ciclagem de nutrientes, a incorporação de matéria orgânica e a retenção e redistribuição hídrica, discutindo como tais conceitos poderiam ser incorporados aos novos métodos de restauração ecológica. Vale comentar ainda que os atributos ecossistêmicos deverão se constituir em excelentes ferramentas de avaliação e monitoramento do sucesso das ações de restauração, (Higgs, 1997; Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Bertoncini & Rodrigues, 2008), definindo demandas futuras por novas metodologias.

■ CICLAGEM DE NUTRIENTES

Em diversas situações ambientais nos trópicos, onde há necessidade de ações de restauração florestal, o solo encontra-se muito degradado e não oferece mais as condições mínimas para o desenvolvimento vegetal. Nos dias atuais, esse problema pode ser contornado através de metodologias de

transposição de solo de áreas de florestas que foram suprimidas para as áreas a serem restauradas (Jakovac, 2007 e fases anteriores), nos casos de limitações físico-químicas do substrato, ou de práticas de adubação regular das mudas plantadas, nos caso da limitação ser principalmente de disponibilidade de nutrientes (Silva *et al.*, 1997; Resende *et al.*, 1999; Fernandes *et al.*, 2000; Sorreano, 2006). Apesar dessas ações poderem viabilizar o desenvolvimento das mudas até que as mesmas se desenvolvam para indivíduos adultos, surgem algumas perguntas: a simples correção do substrato no local da muda irá possibilitar que essa área volte a ter condições suportar uma floresta funcionando, com elevada diversidade? Os nutrientes essenciais ao desenvolvimento vegetal, e que foram perdidos durante a degradação da área, foram repostos em quantidades suficientes para permitir a sobrevivência dos outros indivíduos, além das mudas, que venham a crescer nesse local?

Nesse contexto, é imprescindível que os processos que sustentam o funcionamento das florestas voltem a atuar na área em processo de recuperação, principalmente a ciclagem de nutrientes (Vitousek & Sanford, 1986), garantindo, assim, condições mínimas para a sustentabilidade da floresta.

Um exemplo de como esses processos podem ser afetados pela ação antrópica, e posteriormente recuperados com o desenvolvimento da vegetação, é apresentado na pesquisa de Davidson *et al.* (2007), que estudaram os padrões de ciclagem de fósforo e nitrogênio em florestas secundárias com diferentes idades na Floresta Amazônica, especificamente no nordeste do Pará. À medida que a sucessão secundária evoluiu após o desmatamento e uso das áreas em atividades agrícolas, as propriedades características do ciclo do nitrogênio foram progressivamente recuperadas, voltando também a ser observado o ciclo conservativo do fósforo no sistema, tal como observado em florestas maduras.

Da mesma forma, como verificado para tais florestas secundárias no bioma amazônico, espera-se que as propriedades inerentes aos ciclos desses elementos químicos possam ser recuperadas nas florestas submetidas às ações de restauração ecológica na Mata Atlântica, suprimindo a floresta implantada com os principais nutrientes necessários a seu crescimento.

O restabelecimento da ciclagem de nutrientes tende a ser mais marcante ao passo que as florestas evoluem estruturalmente (Cunha, 1997), já que a população de plantas, a área foliar e a competição por fatores de crescimento são cada vez maiores. Entretanto, como as áreas em restauração estão, no geral, ainda em uma fase muito inicial de re-estruturação, essa ciclagem tende a ser aquém da esperada, sendo necessárias ações que acelerem esse processo e possibilitem que essa floresta atinja mais rapidamente um patamar mais elevado de funcionamento ecológico.

Nesse ponto, destacam-se algumas espécies de plantas, as quais, além de boas detentoras dos nutrientes já presentes dentro do sistema, têm ainda a capacidade de incorporar mais

nutrientes nesse processo. Isso é normalmente obtido por meio da associação simbiótica entre plantas e microorganismos, principalmente pela interação com rizóbios, que fixam nitrogênio (Franco & Faria, 1997; Sprent, 2001; Lammel *et al.*, 2007), e com micorrizas, que contribuem decisivamente para a absorção de fósforo (Siqueira *et al.*, 1998).

A importância dessas associações tem sido verificada com mais frequência em ambientes altamente degradados, principalmente áreas de mineração. Entretanto, mesmo em ambientes não tão alterados, a incorporação e a ciclagem de nutrientes por meio de associações simbióticas exercem influência fundamental no desenvolvimento e manutenção da comunidade vegetal em áreas restauradas (Siddique, 2008).

Dessa forma, algumas espécies de planta, em particular as leguminosas arbóreas e espécies com forte associação com fungos micorrízicos (Gonçalves *et al.*, 2003), terão papel fundamental para a evolução da comunidade, já que parte dos nutrientes absorvidos, em especial o nitrogênio e fósforo, poderá ser disponibilizada para as outras espécies da área por meio da decomposição da serapilheira produzida (Jordan & Herrera, 1981).

Além das leguminosas, todas as outras espécies inseridas na área em processo de restauração podem contribuir para o aumento da extração, ciclagem e eficiência de uso dos nutrientes no solo em função da presença de diferentes hábitos de enraizamento (direção, distribuição e estrutura das raízes de sustentação) e intensidade de raízes (forma, distribuição e número de raízes finas, que cumprem funções de absorção) (Gonçalves *et al.*, 2003). Além desses fatores, as espécies constituintes da comunidade vegetal podem influenciar inclusive a bioacumulação de certos elementos químicos (Elias *et al.*, 2006; França, 2006) e a composição isotópica de alguns desses elementos (Martinelli *et al.*, 1991; Soares, 2007), destacando a relevância da interação planta-ambiente para os processos biogeoquímicos.

■ INCORPORAÇÃO DE MATÉRIA-ORGÂNICA

Particularmente nas condições tropicais, nas quais a lixiviação de nutrientes é mais intensa, a reciclagem de nutrientes a partir da matéria orgânica presente no solo apresenta destacada importância para a manutenção da fertilidade do solo (Tiessen *et al.*, 2002). Além de fornecer nutrientes às plantas, a matéria-orgânica possui ainda diversas outras funções nos ecossistemas, tal como o aumento da estruturação, da agregação e da porosidade do solo, o aumento da retenção de água e nutrientes, e serve de fonte de energia para os microorganismos.

Normalmente, o teor de matéria orgânica do solo é substancialmente reduzido com o processo de degradação, resultado da redução do acréscimo de serapilheira, da perda de sua camada superficial por ação de processos erosivos e, no caso de áreas agrícolas, da maior decomposição microbiana da matéria orgânica, induzida pelo revolvimento do solo. Contudo, a partir do início do processo de restauração florestal de uma área, essa situação se inverte, havendo um contínuo aumento no conteúdo de matéria orgânica do solo à medida que o reflorestamento evolui estruturalmente (Oliveira & Lacerda, 1993; Arato *et al.*, 2003; Moreira & Silva, 2004), o que também favorece o aumento da biomassa microbiana do solo e conseqüentemente o incremento na biodiversidade edáfica (Singh *et al.*, 2001).

Algumas espécies, como as caducifólias, podem incorporar grandes quantidades de matéria-orgânica ao ambiente em restauração, fazendo com que este volte gradativamente a ter características funcionais semelhantes aos ecossistemas naturais remanescentes. Além de possibilitar a incorporação de quantidades significativas de nitrogênio, as leguminosas arbóreas que fixam nitrogênio têm alta capacidade de elevar os teores de carbono, devido ao alto potencial de produção e deposição de matéria orgânica (Binkley *et al.*, 2000).

Além de sua importância para o solo e conseqüentemente para as plantas, a matéria orgânica apresenta fundamental importância para os demais níveis tróficos dos ambientes florestais, garantindo a sobrevivência de diversas espécies e contribuindo para a conservação da biodiversidade como um todo (Wallace *et al.*, 1997).

A partir das preocupações relacionadas ao aquecimento global, o armazenamento crescente de matéria-orgânica nas florestas em processo de restauração passou a despertar o interesse pela neutralização de emissões de gases do efeito estufa, já havendo inclusive o comércio de créditos de carbono. Assim, além de sua importância para a biodiversidade local, a incorporação de carbono aos ambientes em restauração está ganhando dimensões globais, participando dos esforços para redução dos impactos causados pelo aquecimento global (Silver *et al.*, 2000).

■ RETENÇÃO E REDISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA

Conforme já descrito, a incorporação de matéria-orgânica aumenta a estruturação e a porosidade do solo em áreas restauradas, resultando em valores mais elevados de condutividade hidráulica. Dessa forma, favorece-se a percolação da água, em detrimento do escoamento superficial, fazendo com que parte desta seja retida no solo e parte alimente o

lençol freático, ao invés de ser rapidamente drenada para os cursos d'água carreando solo e nutrientes (Makarieva *et al.*, 2006).

A presença de plantas e seus resíduos sobre o solo reduzem as perdas de água por evaporação, em quantidades diretamente proporcionais ao acúmulo de biomassa e de resíduos vegetais depositados, contribuindo para o aumento da capacidade de retenção de água e garantindo maior suprimento hídrico às plantas (Gonçalves *et al.*, 2003). Além da vegetação favorecer a retenção de água no solo, algumas espécies de planta possuem a capacidade de absorver a água contida nas camadas mais profundas do solo, muitas vezes inacessível para outras espécies vegetais (Oliveira *et al.*, 2005a), e trazê-la para as camadas mais superficiais do perfil por meio de raízes que se desenvolvem lateralmente, promovendo a redistribuição hídrica (Burgess *et al.*, 1998).

Dessa forma, a disponibilidade de água é aumentada para toda a comunidade por meio do acesso à água armazenada em profundidade no solo, permitindo elevados índices de evapotranspiração mesmo durante a estação seca, trazendo consequências logicamente para o funcionamento da própria floresta, mas também para o clima (Lee *et al.*, 2005) e hidrologia regionais (Nepstad *et al.*, 2002).

Esse processo de absorção, e posteriormente redistribuição da água armazenada a vários metros de profundidade no solo, que tem sido considerado o principal fator que permite a manutenção de elevada taxa fotossintética na Amazônia mesmo durante os períodos de estiagem (Nepstad *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2005b), também é passível de ocorrer nas formações vegetacionais do domínio Atlântico, já que muitas delas apresentam uma estação seca de duração igual ou superior à relatada para tais regiões amazônicas. Dessa forma, o uso das espécies responsáveis por esse processo nos trabalhos de restauração florestal pode contribuir de forma decisiva para o desenvolvimento da comunidade vegetal como um todo, já que favorece a manutenção do desenvolvimento das árvores e demais formas de vida durante os períodos de menor disponibilidade hídrica.

■ COMO INSERIR TAIS QUESTÕES NOS PROJETOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL?

Por se tratar de um modelo ainda incipiente, em processo de construção, e não traduzido ainda em ações práticas de restauração, a proposição de conceitos e ações de restauração florestal que permitam a incorporação da visão ecossistêmica está sendo sustentada prin-

principalmente nos resultados de pesquisas científicas recentes, as quais permitem vislumbrar algumas perspectivas futuras de aplicações metodológicas.

Como o foco desses trabalhos será considerar as áreas em processo de restauração como um ecossistema funcional, composto de diferentes compartimentos interdependentes, e não apenas como um amontoado de árvores plantadas numa área degradada, será preciso inicialmente caracterizar em detalhes o local a ser restaurado com base em seus atributos físicos. A partir desse ponto, é possível diagnosticar quais são as principais deficiências desse ambiente, tendo como referência as condições anteriores à degradação ou situações não degradadas no entorno, com as mesmas características ambientais.

A partir desse diagnóstico, é possível definir quais ações serão necessárias para superar essas deficiências, considerando principalmente a sustentabilidade dessas ações no tempo, como por exemplo, a conservação do solo, a descompactação mecânica do substrato, a calagem, a reposição mineral e orgânica de nutrientes, etc.. A partir de então poderão ser organizados “grupos funcionais” a partir de espécies vegetais especialmente selecionadas para executarem funções específicas no ecossistema (conceito de “engenheiras físicas”, ver Fase 7). Como exemplo desses grupos, pode-se citar o das espécies incorporadoras de nutrientes (leguminosas fixadoras de nitrogênio e espécies com intensa associação com fungos micorrízicos), incorporadoras de matéria-orgânica (leguminosas fixadoras de nitrogênio e espécies com diferentes graus de deciduidade), com ação descompactante (raízes fortemente pivotantes e profundas), redistribuidoras da água no perfil do solo, com papel de controle da erosão (espécies com rápido crescimento lateral de copa e alta densidade superficial de raízes ramificadas) e que criem uma zona tampão no entorno da área em processo restauração (redução de ventos e temperaturas elevadas por meio do efeito de borda, a partir da introdução de espécies que naturalmente desempenham essa função em florestas).

Cabe ressaltar que nesse momento há condições de tentar considerar esses fatores na restauração ecológica apenas na escolha das espécies, mas ainda pode haver outras possibilidades, como por exemplo, de associações entre as espécies, das quais ainda pouco se conhece (Souza, 2007).

Nesse sentido, cabe à pesquisa organizar a definição desses grupos e selecionar as espécies mais aptas para desempenharem essas funções, disponibilizando aos profissionais da restauração ecológica as informações e metodologias necessárias para que os mesmos possam colocar em prática esses conceitos nos seus projetos.

2.

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DAS ÁREAS A SEREM RESTAURADAS VISANDO A DEFINIÇÃO DE METODOLOGIAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Ingo Isernhagen, Pedro Henrique Santin Brancalion,

Ricardo R. Rodrigues, André Gustavo Nave, Sergius Gandolfi

No processo decisório sobre qual a melhor estratégia de restauração florestal a ser adotada, é essencial aliar a Ciência ao conhecimento prévio da área de estudo. Para isso, além de dados secundários da região que tratem de características ambientais, é preciso realizar uma série de ações que, genericamente, podem ser chamadas de **diagnóstico ou zoneamento ambiental**. Esse diagnóstico conduzirá à **adequação ambiental**, que corresponde basicamente no estabelecimento de ações que resultem na conservação, manejo e restauração ambiental, principalmente das Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais. Isso decorre das exigências da legislação vigente e de algumas situações que, apesar de não estarem protegidas na legislação, também devem ser recuperadas com espécies nativas regionais, em função do benefício ambiental com a restauração dessa situação ser muito maior que se a área for mantida com atividades agrícolas. Entre essas situações podemos destacar aquelas com grande potencial de interligação de fragmentos remanescentes (corredores ecológicos), áreas com baixa aptidão agrícola e/ou alta aptidão florestal, situações com elevada erodibilidade, entre outros.

Considerando que se desejem realizar trabalhos de recuperação de áreas degradadas, é importante que nesse diagnóstico sejam reconhecidas as **potencialidades de auto-recuperação** de cada situação ambiental, de forma a permitir a definição de ações de restauração que possam aproveitar o máximo desse potencial, sendo capazes de desencadear e/ou conduzir os processos naturais de restauração. Dessa forma é possível que pelo menos parte da vegetação natural se restabeleça a partir de ações de indução e condução da própria regeneração natural. Isso tem como consequência não só a redução dos custos da adequação ambiental, mas também uma garantia maior de sucesso dessas ações.

Através deste estudo é possível diagnosticar, mapear e quantificar as áreas legalmente regulares e as áreas que apresentam alguma inconformidade com a legislação ambiental vigente e/ou com as condições ambientais e propor alternativas para a sua adequação legal e/ou ambiental. Recomenda-se sempre que os trabalhos de adequação ambiental, que na verdade são

diagnósticos na escala da paisagem, sejam considerados dentro do conceito de microbacias, potencializando assim os efeitos positivos das ações implantadas.

Normalmente o zoneamento ambiental é iniciado através da análise de imagens aéreas ou de satélite do local, preferencialmente as mais recentes, com resolução menor que 2,5m²/pixel e com escala que permita uma boa visualização (se possível menor que 1:15.000). Esse processo, denominado de **fotointerpretação**, é realizado através de softwares compatíveis, especialmente aqueles que permitam a construção de um **Sistema de Informações Geográficas (SIG)**, onde é possível gerar bancos de dados com nomes das situações, área, características específicas ou quaisquer outras informações, conforme objetivos do trabalho. Para que o trabalho de fotointerpretação seja o mais preciso possível, é importante que a imagem esteja corretamente georreferenciada. Isso pode ser realizado a partir do *software*, seja com dados coletados em campo (a partir do uso de GPS – *Global Positioning System*) ou a partir da sobreposição de limites georreferenciados previamente fornecidos em meio digital (da propriedade ou microbacia, por exemplo). Assim, visualizam-se previamente, nas fotografias aéreas, as situações a serem encontradas em campo, como fragmentos florestais, áreas com edificações, pastos, culturas anuais, áreas abandonadas, plantios comerciais, etc. (**Figura 2.1**). Nesse momento, é muito importante realizar um processo inteligente e integrado de criação das “classes de uso” a serem adotadas para confecção do mapa final. É importante lembrar que essas classes devem trazer informações sobre o potencial de auto-recuperação local. Exemplo: ao invés de classificar uma área somente como “pastagem”, a informação mais completa poderia ser “pastagem com presença de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes”. Também é interessante observar, em campo, a proximidade da área em relação a fragmentos de vegetação nativa bem conservados, que possam servir de fontes de propágulos, além de entender o histórico de uso da área.

Durante a fotointerpretação também é importante construir um traçado prévio da hidrografia local, através da própria imagem ou, quando existentes, com o auxílio de dados secundários, como cartas planialtimétricas. Essas informações secundárias são muito importantes, principalmente em caso de regiões com relevos declivosos, e devem ser preferencialmente convertidas para meio digital.

A **checagem de campo** é a atividade subsequente à fotointerpretação. Consiste em visitas de campo às áreas abrangidas no trabalho de adequação, tendo em mãos cópia dos mapas, preferencialmente já fotointerpretados, para confirmar as situações identificadas em computador, atualizá-las em relação ao uso atual (já que as imagens geralmente são alguns de alguns anos antes), detalhá-las com mais precisão e corrigir eventuais falhas ocorridas durante a análise das imagens. Essas correções podem ocorrer devido às alterações de uso da área



Figura 2.1: Ilustração do processo de fotointerpretação de parte de uma microbacia hidrográfica, utilizando fotografia aérea em escala 1:30.000.

posteriores à data dessas imagens, ou mesmo a erros de interpretação no momento da análise da foto. Importante registrar a data da realização da checagem para que conste no mapa final. Quanto mais detalhada for a checagem de campo, mais fiel será o mapa final. Vale destacar que tanto a fotointerpretação aplicada no processo de adequação ambiental, como a checagem de campo não têm por objetivo apenas a construção de um mapa de uso e ocupação do solo, mas de identificar o potencial de auto recuperação de cada uma das situações da paisagem, o que vai permitir particularizar as ações de restauração, potencializando o sucesso dessas ações, em termos de indicadores ambientais e reduzindo os custos. Esse potencial de auto recuperação é dependente do uso histórico e atual da área em questão e das características da paisagem regional, como mencionado anteriormente.

A última etapa do zoneamento ambiental é a efetiva **edição do mapa de adequação ambiental** (Figura 2.2). Nessa etapa todas as informações e os detalhes obtidos pela fotointerpretação e checagem de campo são repassados ao mapa. Um dos últimos processos dessa fase é a identificação das Áreas de Preservação Permanente e das áreas potenciais para averbação como Reserva Legal, bem como os eventuais corredores ecológicos. Para isso, deve-se obedecer aos termos definidos na legislação ambiental federal, atentando para as particularidades estaduais, municipais ou até locais.

O zoneamento ambiental é o instrumento essencial do programa de adequação ambiental, possibilitando que sejam adotadas **ações diferenciadas de conservação, manejo e restauração para cada uma das situações identificadas**, conforme os potenciais de auto-recuperação apresentados.

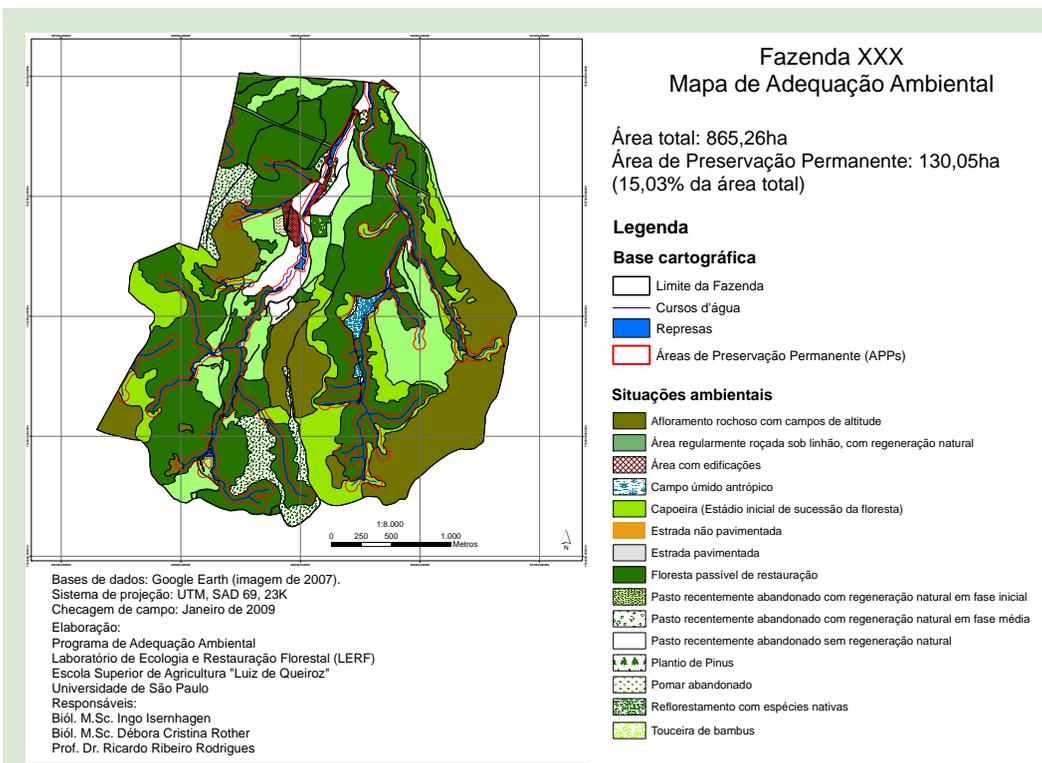


Figura 2.2: Exemplo de mapa de adequação ambiental editado, com todas as observações de campo e correções.

LEVANTAMENTO FLORÍSTICO

Uma vez que o que se busca é aproveitar ao máximo o potencial de regeneração natural das áreas a serem restauradas, é primordial entender qual o tipo de vegetação ocorrente na região de trabalho. Além disso, é preciso caracterizar o estado de conservação dos fragmentos remanescentes da vegetação natural, para que sejam mantidos ou conduzidos para um bom estado de conservação, potencializando assim o seu papel de detentor da biodiversidade remanescente e de fonte de propágulos com boa qualidade ambiental (diversidade florística e genética) para a regeneração de áreas do entorno. Saber o tipo de vegetação regional também é essencial para se ter uma idéia das dificuldades que deverão ser enfrentadas na restauração, como as espécies que deverão ser alvo de coleta de sementes, de produção de mudas e quais os fatores limitantes dessa dinâmica

Para isso, sugere-se como ponto de partida a utilização do sistema de classificação do IBGE (www.ibge.gov.br), que é o mais amplamente aceito e pesquisado na comunidade científi-

ca, embora outras bases de classificação vegetacional também possam ser usadas. A **Figura 2.3** ilustra uma porção do mapa da vegetação brasileira, onde cada tonalidade de cor representa uma tipologia vegetacional diferente.

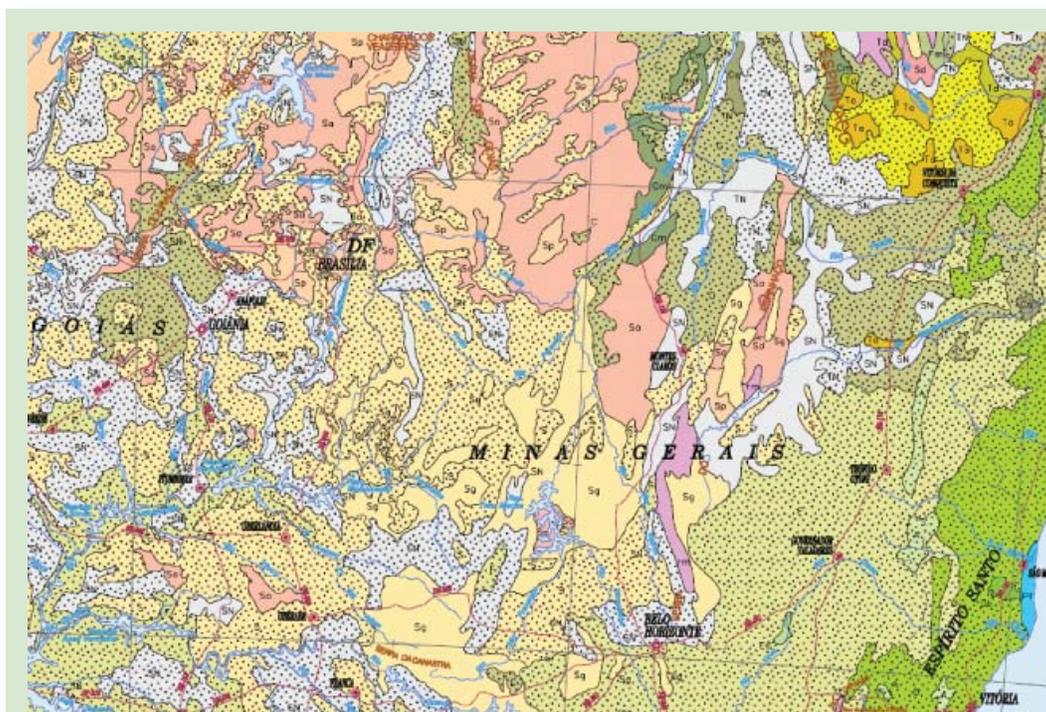


Figura 2.3: Ilustração de parte do mapa de vegetação do Brasil (Fonte: www.ibge.gov.br, 2009).

Embora exista uma macro-classificação da vegetação brasileira, no plano local ocorrem muitas variações desse padrão mais abrangente, em função de variações das características ambientais como tipo e profundidade de solo, dinâmica da água no solo, disponibilidade de nutrientes, ocorrência de geadas, de inundações etc. Em função disso, é essencial que sejam realizados levantamentos florísticos (**Figura 2.4**) na própria área de trabalho, com a finalidade de caracterizar os fragmentos remanescentes, no que se refere ao tipo vegetacional, às espécies ocorrentes e também classificá-los quanto ao estado atual de conservação. A atividade de levantamento florístico deve ser paralela à de adequação ambiental, e deve basear-se também em dados florísticos secundários, além dos primários (coletados em campo), disponíveis na literatura, não ignorando assim o conhecimento já acumulado da região.

A definição do estado de conservação dos remanescentes naturais pode ser obtida com base em critérios que consideram o número de estratos, as características do dossel, a presen-



Figura 2.4: Equipe de campo em trabalho de levantamento florístico de uma remanescente florestal.

ça de epífitas, a presença de lianas em desequilíbrio na borda dos fragmentos e a presença de gramíneas exóticas, como indicadores da intensidade de degradação dos fragmentos.

Os estratos de uma floresta são os diversos níveis de altura em que as copas de indivíduos de porte equivalente se tocam, podendo ocorrer desde um único estrato a vários estratos, sendo eles contínuos ou não. Uma floresta com estratos contínuos tem as copas dos indivíduos se tocando em diversas alturas, sem níveis predominantes definidos (Rodrigues & Gandolfi, 2004). A presença de uma ampla diversidade de epífitas como orquídeas, bromélias e cactáceas caracteriza uma floresta pouco degradada, pois estas formas de vida necessitam de condições muito específicas de microclima e estrutura da vegetação para se estabelecer e se desenvolver, além de apresentar crescimento lento. Estas espécies propagam-se bem em ecossistemas biodiversos, pois sua polinização geralmente é dependente da fauna associada, como abelhas, vespas, moscas, pássaros, etc. (Waechter, 1998).

O efeito de borda é consequência da fragmentação florestal e está associado a mudanças ecológicas e microclimáticas da região de contato dessa fisionomia florestal com outras fisionomias não florestais de entorno. Seu efeito é bastante diverso, dependendo do organismo considerado, e inclui fortes variações de temperatura e umidade, maiores incidências de luz e fluxo de vento (Kapos, 1989; Matlack, 1993) que influenciam diretamente na fauna e flora pre-

sententes naquele fragmento. Geralmente, essa situação é caracterizada pela invasão de gramíneas exóticas e pelo domínio desequilibrado de algumas populações de lianas ou arvoretas, que dificultam o estabelecimento de indivíduos arbóreos. Estes efeitos apresentam-se em maior ou menor grau conforme a intensidade, os intervalos de ocorrência, a duração e o tipo do fator de degradação (Triquet *et al.*, 1990).

Quanto mais informações ambientais forem obtidas previamente ao trabalho de restauração florestal, tanto melhor. Levantamentos da fauna local também são importantes para auxiliar na definição das melhores espécies a serem utilizadas na restauração. Os levantamentos pedológicos são mais específicos para a fase operacional, permitindo corrigir eventuais necessidades de adubação. Para esses levantamentos é recomendável consultar as bases de dados e pesquisas realizadas em instituições de ensino e de pesquisa e os órgãos de extensão rural da região.

■ DEFINIÇÃO DAS PRIORIDADES PARA A RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

A adequação ambiental de propriedades rurais normalmente tem como prioridade a restauração das **Áreas de Preservação Permanente**, já que é nessas áreas que ocorre a maioria das autuações por irregularidades ambientais e que, em geral, apresentam o maior potencial de dano ambiental. Esse último fator se deve às características intrínsecas dessas áreas, já que as mesmas possuem maior suscetibilidade à erosão (por se localizarem nas cotas mais baixas do terreno, onde geralmente há acúmulo de enxurradas), maior facilidade de contaminação dos cursos d'água por agrotóxicos (em caso de utilização agrícola dessas áreas), maior ocupação humana pela proximidade de água e solos férteis, entre outras.

A decisão de se restaurar prioritariamente as **Áreas de Preservação Permanente**, por sua vez, além da questão legal, deve-se à sua maior importância na proteção dos recursos hídricos regionais e na composição de redes de corredores ecológicos para a fauna e a flora, interligando as florestas remanescentes da região. Como já largamente relatado em literatura, os corredores ecológicos favorecem os processos naturais de dispersão e substituição de espécies, que exigem elevada diversidade e forte interação entre flora e fauna, já que animais dispersando propágulos vegetais ou transportando pólen poderão então transitar entre fragmentos através da APP dos cursos d'água. Deve-se também priorizar as áreas de cabeceiras dos cursos fluviais, em função da preservação das nascentes e conseqüente melhoria da qualidade da água de todo o curso d'água posterior. Outro critério que deve ser levado em

conta é o potencial de erodibilidade dos solos nas Áreas de Preservação Permanente. Esse potencial está diretamente relacionado com o tipo de solo e a declividade, sendo os solos potencialmente mais erodíveis quanto maiores forem a declividade do terreno e a porcentagem de areia em sua composição.

Fora dos limites das APPs também é necessário realizar ações de restauração florestal para perfazer o total mínimo necessário de **Reserva Legal**. Sugere-se para tal fim a restauração de áreas já abandonadas, de baixa aptidão agrícola e/ou alta aptidão florestal, trechos estreitos localizados entre APPs que não sejam interessantes para o plantio, seja pela área ou pelas condições ambientais, áreas com grande potencial de interligação de fragmentos remanescentes (corredores ecológicos), situações com elevada erodibilidade, entre outras. Essa estratégia é recomendável também sob o ponto de vista da paisagem, uma vez que auxiliará na formação de corredores ecológicos para trânsito da biota local. No entanto, fora dos limites de APP, é possível adotar outras alternativas de recuperação de áreas degradadas além da restauração florestal, entendida como uma ação mais restrita em termos metodológicos. Um exemplo de ação nesse sentido consta no capítulo 5 do presente documento. A **Figura 2.5** exemplifica quais devem ser as áreas prioritárias para os programas de adequação ambiental.

As Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais, por uma questão legal, devem ser priorizadas nas ações de recuperação de áreas degradadas. As outras áreas, como os corredores, devem ser planejadas caso a caso, permitindo aliar interesses ambientais e questões fundiárias e econômicas.

■ DEFINIÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Ao seguir a seqüência sugerida de entendimento da paisagem local, diagnóstico ambiental e definição de áreas prioritárias, pode-se então efetivamente tomar a decisão sobre qual a melhor estratégia de recuperação de áreas degradadas a ser adotada. Para isso, pode ser utilizada uma chave decisória, adaptada a cada realidade/projeto.

A seguir apresenta-se **uma sugestão** de chave, construída a partir de algumas situações reais encontradas em trabalhos de diagnóstico ambiental e restauração florestal realizados pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP), bem como sugestões de ações de restauração. Ao apresentar um projeto de recuperação, por exemplo, cada situação encontrada deve possuir uma descrição (embasada em checagem de campo,

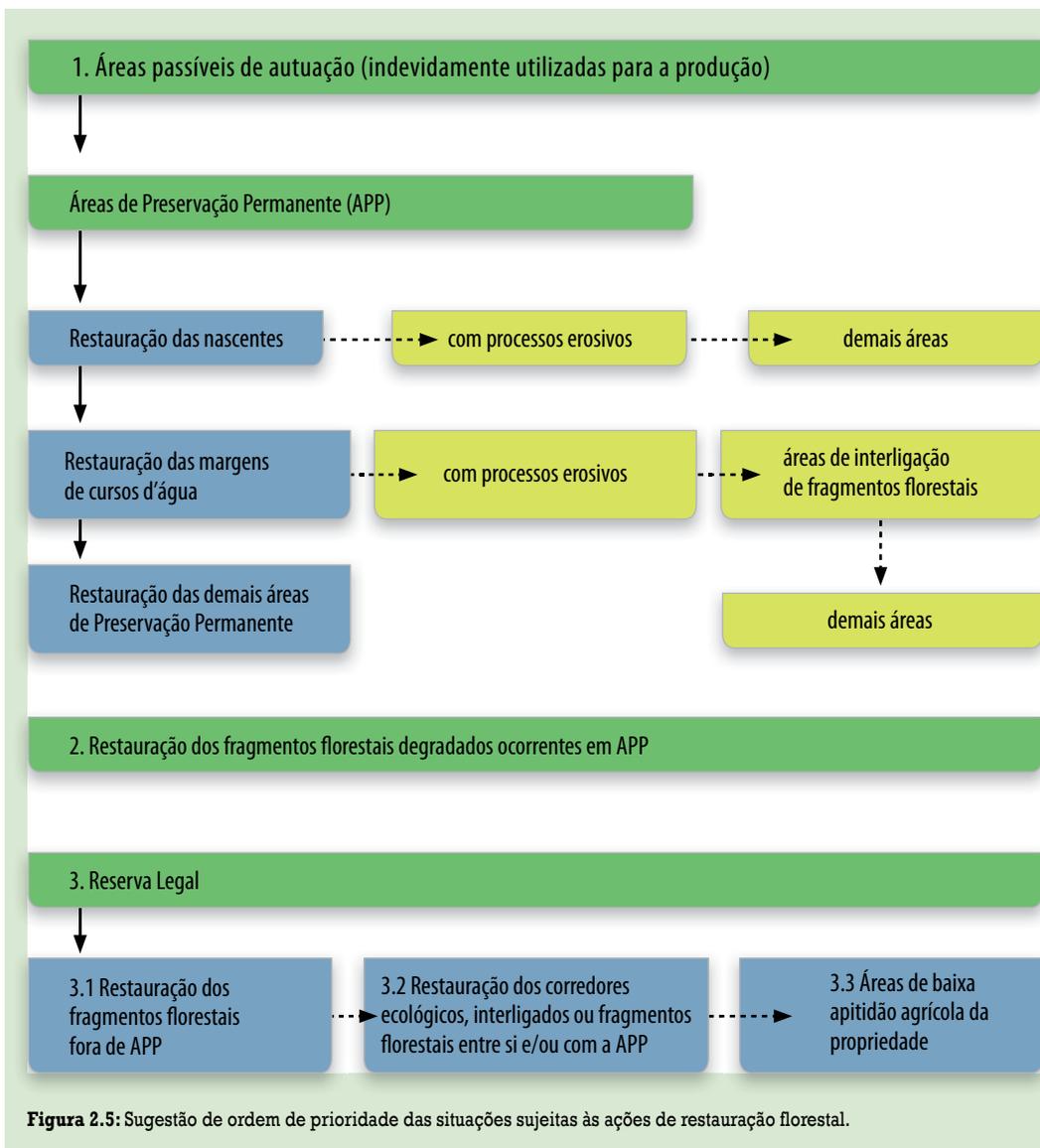


Figura 2.5: Sugestão de ordem de prioridade das situações sujeitas às ações de restauração florestal.

com registro fotográfico), o mesmo valendo para as ações de restauração sugeridas. Na chave sugerida devem-se seguir as bifurcações indicadas até encontrar-se a respectiva situação/ação específica.

Para o sucesso de qualquer ação de recuperação, é crucial o isolamento da área e a retirada do(s) fator(es) de degradação (fogo, invasão pelo gado, extração seletiva, desmatamentos, erosão, etc.).

Exemplo de chave para a definição das ações de restauração de áreas degradadas
(LERF/LCB/ESALQ/USP)

1. CONDIÇÕES DO SOLO DO LOCAL

- 1 a. Solo degradado..... vai para o item 7a
1 b. Solo não degradado..... vai para o item 2

2. OCUPAÇÃO DA ÁREA

- 2 a. Campos úmidos..... vai para o item 7j
2 b. Áreas abandonadas vai para o item 3
2 c. Pastagens vai para o item 3
2 d. Áreas agrícolas vai para o item 3
2 e. Florestas comerciais vai para o item 5
2 f. Formações naturais..... vai para o item 6

3. ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

- 3 a. Presença de espécies exóticas invasoras vai para o item 7e
3 b. Ausência de espécies exóticas invasoras vai para o item 4

4. ESTADO DE DESENVOLVIMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL

(áreas abertas ou sub-bosque)

- 4 a. Ausência de regeneração natural vai para o item 7f
4 b. Baixa expressão da regeneração natural..... vai para os itens 7g, 7h e 7i
4 c. Alta expressão da regeneração natural, com baixa diversidade
florística vai para os itens 7g e 7i
4 d. Alta expressão da regeneração natural, com alta diversidade florística vai para o item 7g

5. FLORESTAS COMERCIAIS

- 5 a. Sem regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque vai para o item 7b
5 b. Com regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque,
em áreas de difícil acesso..... vai para os item 7c
5 c. Com regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque,
em áreas de fácil acesso vai para os item 7d

6. ESTADO DE CONSERVAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

- 6 a. Fragmentos de vegetação nativa com necessidade
de restauração..... vai para os itens 7g, 7h, 7i e 7j
6 b. Fragmentos de vegetação nativa passíveis de restauração vai para os itens 7i e 7j
6 c. Fragmentos de vegetação nativa conservados

7. AÇÕES DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

- 7 a. Recuperação do solo vai para o item 2
- 7 b. Colheita da madeira por meio de técnicas tradicionais vai para o item 7e
- 7 c. Morte das árvores em pé..... vai para o item 4
- 7 d. Retirada da madeira com técnicas de baixo impacto..... vai para o item 4
- 7 e. Eliminação de espécies exóticas invasoras vai para o item 4
- 7 f. Introdução de espécies nativas em área total (sementes ou mudas)
- 7 g. Condução da regeneração natural
- 7 h. Adensamento
- 7 i. Enriquecimento
- 7 j. Controle de processos erosivos e restauração florestal do entorno (zona tampão)

8. AÇÕES COMPLEMENTARES

- 8 a. Implantação de corredores ecológicos
- 8 b. Implantação de poleiros naturais e/ou artificiais

■ DESCRIÇÃO DAS SITUAÇÕES AMBIENTAIS E DAS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

AÇÕES PRÉVIAS

Antes da implantação de qualquer ação de restauração florestal, é preciso inicialmente identificar e isolar os fatores que estão causando a degradação dos fragmentos florestais remanescentes e que inclusive poderão contribuir para a degradação das áreas onde serão implantadas as ações de restauração. Dessa forma, evita-se o desperdício de esforços e recursos, pois muitas das atividades executadas para a recuperação da área podem ser totalmente perdidas em função da continuidade desses fatores de degradação, sendo necessário sua re-execução. Além disso, a partir do isolamento desses fatores, a vegetação nativa tem melhores condições para se desenvolver, aumentando a eficiência das ações de restauração e conseqüentemente reduzindo os custos associados a essa atividade.

Entre os fatores a serem isolados estão:

■ **fogo:** eliminação da prática de queimada e construção de aceiros no entorno dos fragmentos florestais ou das áreas em processo de restauração. No caso de canaviais, pode-se também realizar a colheita manual da cana crua ao longo uma faixa adjacente a essas áreas (*Figura 2.6*).



Figura 2.6: Vista de APP com remanescente florestal após incêndio acidental (A). Sugestão de faixa de isolamento (aceiro) em entorno de fragmento florestal (B), após o qual sugere-se a colheita de cana crua (C).



■ **gado:** instalação de cercas no entorno dos fragmentos florestais ou das áreas em restauração (*Figura 2.7*).

■ **cultivos:** suspensão da exploração da área por meio de cultivos agrícolas e florestais (*Figura 2.7*).

■ **descargas de enxurrada:** planejamento da construção de terraços de forma que a enxurrada interceptada não seja conduzida para o interior de fragmentos florestais, mas sim seja acumulada no próprio terraço e eliminada por infiltração.

■ **barramento de cursos d'água:** melhor planejamento do cruzamento de cursos d'água por estradas e carregadores, instalando-se canos com posicionamento e dimensões adequados para que a água não se acumule à montante do curso d'água e venha a resultar nos chamados "paliteiros" (*Figura 2.8*).



Figura 2.7: Dois fatores de degradação bastante comuns em Áreas de Preservação Permanente: presença de gado, que pode comprometer o desenvolvimento da regeneração natural de diversas espécies vegetais e compactar o solo (A); culturas agrícolas, que com o tempo podem eliminar a possibilidade de auto-recuperação da área (B).

- **extração seletiva de madeira, caça e pesca predatória:** paralisação dessas atividades e fiscalização do entorno dos fragmentos remanescentes, controlando o acesso a essas áreas.
- **desmatamento e roçadas de sub-bosque:** paralisação dessas atividades.
- **deriva de herbicidas:** controle maior da aplicação desses produtos nas áreas próximas a fragmentos remanescentes e em áreas em processo de restauração, com especial atenção para a pulverização em de herbicidas em condições de vento.

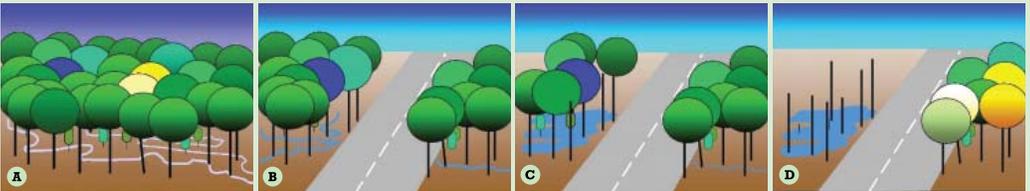


Figura 2.8: Nas matas-de-brejo, a movimentação da água no solo é bem definida em canais superficiais, em deslocamento contínuo (A). Caso as matas-de-brejo sejam cruzadas por estradas e não sejam instalados corretamente canos que permitam a continuidade de movimentação da água nesses canais superficiais (B), haverá o acúmulo de água em um lado da estrada (C), o qual resultará na morte da vegetação nativa, já que esta não é adaptada à presença de água estagnada no solo (D e E).



1. CONDIÇÕES DO SOLO DO LOCAL

1a. Solo degradado

Essa situação, freqüentemente constatada pela presença de subsolo exposto e com intenso processo erosivo, é normalmente resultado do mau uso do solo, causando sua degradação física e química e podendo ainda resultar na formação de voçorocas e no assoreamento de cursos d'água (**Figura 2.9**). Isso ocorre porque as camadas superficiais do solo são as com maior disponibilidade de nutrientes e de matéria-orgânica, e que facilitam a infiltração e o armazenamento de água. Ao perder essa camada, resta o subsolo, o qual freqüentemente não apresenta condições propícias ao desenvolvimento vegetal. Essas situações de degradação devem ser cicatrizadas, com a reocupação vegetal, mas isso só é possível com a recuperação prévia do solo.



Figura 2.9: Área antigamente utilizada como pasto com plantio de eucalipto no entorno. A utilização da área como acesso do gado à água resultou na erosão das camadas superficiais do solo e na exposição do subsolo, no qual nem mesmo a braquiária consegue se desenvolver.

1b. Solo não degradado

Solo com condições favoráveis ao desenvolvimento das plantas e que não necessita de maiores intervenções para a melhoria de suas características químicas e físicas antes das ações de restauração florestal. São locais caracterizados por possuir cobertura vegetal em toda sua superfície, sem a presença de áreas com solo exposto ou evidências de erosão. Preferencialmente, deve-se realizar a análise química do solo, de forma que as deficiências nutricionais do mesmo possam ser corrigidas por meio da adubação.

2. OCUPAÇÃO DA ÁREA

2a. Campos úmidos

Essas formações campestres podem ser naturais ou antrópicas, nesse caso produzidas como resultado das ações do homem na paisagem, principalmente pela remoção de matas-de-brejo, assoreamento de cursos d'água e alteração do tempo de permanência da água no solo.

■ Campo úmido natural

São áreas naturalmente ocupadas por comunidades de plantas herbáceas (principalmente gramináceas) e arbustivas nativas, sem a presença de árvores. Essas formações geralmente ocorrem em solos permanentemente encharcados (hidromórficos) em função do afloramento do lençol freático sobre camadas de impedimento. Como decorrência disso, as ações de restauração das APP's nessas formações vegetais não devem contemplar a introdução de espécies arbóreas, mas sim a condução da regeneração natural e a eliminação de espécies invasoras (**Figura 2.10**), já que essas áreas historicamente nunca foram utilizadas para práticas agrícolas em função do solo encharcado e raso.

■ Campo úmido antrópico sobre solos hidromórficos

Ocorrem em áreas de baixada e de lenta drenagem, onde há o afloramento do lençol freático e a ocorrência de solos hidromórficos de baixa permeabilidade. Originalmente, tais áreas eram possivelmente ocupadas por matas-de-brejo, pois as espécies características dessa formação florestal são as mais aptas a sobreviver nesse tipo de solo. Com a remoção da formação florestal original, essas áreas são convertidas em formações campestres (**Figura 2.11**), já que a maioria das espécies pertencentes aos outros tipos de floresta do entorno não conseguem



Figura 2.10: Área de campo úmido natural com invasão de indivíduos de *Pinus sp.* (destacado)



Figura 2.11: Área de campo úmido antrópico sobre solos hidromórficos.

sobreviver em solos permanentemente encharcados, de forma a permitir que a área fosse reocupada com a regeneração natural. Contudo, existem diversas condições onde essas situações podem ser originalmente campos naturais, sendo necessário apenas um bom estudo da paisagem regional para sustentar a recuperação desse tipo de ambiente.

■ Campo úmido antrópico originado por processos de assoreamento de corpos d'água

Com a remoção das matas ciliares e das matas-de-brejo, os cursos d'água ficam mais vulneráveis a ação dos processos erosivos, pois a função de “filtro” não é mais desempenhada e a estabilidade dos barrancos ao longo desses cursos d'água fica comprometida. Essa situação também é muito comum em represas assoreadas.

Além disso, a ocupação do solo do entorno por agricultura e pecuária intensifica os processos erosivos, produzindo toneladas de sedimentos que irão se acumular nas cotas mais baixas do terreno, onde se localizam os cursos d'água. Conseqüentemente, esses cursos d'água serão progressivamente assoreados, e a água, ao invés de correr em um leito definido, irá se espalhar por toda as áreas circunvizinhas. Com isso, toda essa área é ocupada por uma lâmina d'água fina e contínua, propícia ao desenvolvimento das taboas (*Typha sp.*) (Figura 2.12), do lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*) e outras espécies herbáceas adaptadas à saturação hídrica.



Figura 2.12: Área de campo úmido antrópico originado por assoreamento sem regeneração tomado por taboas (*Typha sp.*).

■ 2b. Áreas abandonadas

As áreas abandonadas estão freqüentemente associadas a propriedades que fizeram uma reformulação recente de sua área produtiva, levando ao abandono dessas áreas para o enquadramento legal da propriedade. Esse abandono consiste na eliminação dos processos produ-

tivos e na eliminação do gado ou cultura, permanecendo nessa condição por algum tempo. Dependendo do tempo de abandono é possível que ocorra a ocupação da área por espécies daninhas/invasoras, principalmente gramíneas, sendo as mais comuns as dos gêneros *Bracharia* e *Panicum* (colonião). A existência dessas plantas, dependendo de sua densidade, pode impedir o desenvolvimento da regeneração natural que eventualmente pudesse existir.

É preciso observar, na descrição dessa situação, a presença ou não de indivíduos regenerantes de espécies arbustivo-arbóreas nativas (**Figura 2.13**) e a densidade de gramíneas (**Figura 2.14**), fatores que terão influência na tomada de decisão sobre a estratégia de restauração a ser adotada.

Importante ressaltar que muitas das áreas abandonadas fora dos limites das APPS são locais potenciais para averbação como Reserva Legal, uma vez que normalmente encontram-se sobre solos sem aptidão agrícola.



Figura 2.13: À esquerda, após a cerca, área abandonada com regeneração natural expressiva de espécies arbustivo arbóreas. Notar, à direita, área de pastagem em uso, mas que provavelmente, dado o histórico recente de uso e proximidade de fragmentos florestais, tem elevado potencial de expressão da regeneração natural.



Figura 2.14: Área abandonada em APP com elevada massa de gramíneas, que pode tanto comprometer a expressão de eventual regeneração natural presente como ser foco de incêndios em épocas de estiagens.

■ 2c. Pastagens

Áreas ocupadas por gado (bovino, caprino, etc.), criado para diversos fins (consumo de carne, produção de leite, couro, etc.). Com o avanço das lavouras as pastagens estão ficando restritas às áreas de baixa aptidão agrícola, como as encostas, ou mesmo reclusos nos limites das Áreas de Preservação Permanente, situação irregular frente à legislação ambiental.

Assim como para as áreas abandonadas, é preciso observar, na descrição dessa situação, a presença ou não de indivíduos regenerantes de espécies arbustivo-arbóreas nativas (**Figura 2.15**) e a densidade de gramíneas, fatores que terão influência na tomada de decisão sobre a estratégia de restauração a ser adotada.



Figura 2.15: Área de pastagem em APP sem regeneração natural, dado longo histórico de uso da terra e ausência de fragmentos florestais nas proximidades.

■ 2c. Áreas agrícolas

Essa situação corresponde às culturas anuais (arroz, milho, soja, algodão, sorgo, mandioca, cana-de-açúcar, etc.) e perenes (café, laranja, etc.). Quando muito tecnificadas, com exposição do solo anual e uso de herbicidas, em geral o banco de sementes do solo é destruído, minimizando assim o potencial auto-regenerativo dessas áreas. No entanto, na presença de uma matriz florestal e sem histórico de uso da terra prolongado, a expressão da regeneração natural é possível (**Figura 2.16**).



Figura 2.16: Área de cultura anual (milho) ao lado de fragmento florestal.

■ 2d. Florestas comerciais

São áreas ocupadas por plantios homogêneos de espécies arbóreas, tanto exóticas, como o eucalipto, o pinus e a teca, como nativas, como a seringueira e o guanandi. Referem-se tanto aos plantios abandonados (**Figura 2.17**) como os em exploração.



Figura 2.17: Área de plantio abandonado de eucaliptos em APP, com regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas no sub-bosque.

■ 2e. Florestas naturais

Diz respeito às florestas nativas pertencentes a diferentes formações florestais da região, em diferentes graus de conservação (**Figura 2.18**), e aos reflorestamentos mistos de espécies nativas.



Figura 2.18: Área de floresta passível de restauração em encosta.

3. ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Além de gramíneas invasoras, como a braquiária, o colômbio, o capim-gordura, e muitas outras, existem também diversas árvores invasoras, com destaque para as espécies leucena (*Leucaena leucocephala*), santa-bárbara (*Melia azedarach*), ipê-de-jardim (*Tecoma stans*), albizia (*Albizia procera*) e pinus (*Pinus sp.*).

■ 3a. Presença de espécies exóticas invasoras

Em muitos casos, a presença dessas espécies é facilmente notada pela formação de densos agrupamentos (**Figura 2.19**), tanto para as espécies arbóreas como para as herbáceas, quase homogêneos, os quais impedem o desenvolvimento das espécies nativas. Mesmo que sejam encontrados poucos indivíduos na área, estes devem ser eliminados, pois essas espécies apresentam alta capacidade de infestação.



Figura 2.19: A presença do ipê-de-jardim (*Tecoma stans*) (à direita, com folhagem amarelada) inibiu o desenvolvimento da regeneração de espécies nativas (à esquerda, com folhagem verde).

■ 3b. Ausência de espécies exóticas invasoras

Referem-se às áreas que não possuem indivíduos jovens ou adultos de espécies exóticas invasoras, incluindo-se as gramíneas.

4. ESTADO DE DESENVOLVIMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL

4a. Ausência de regeneração natural

Sub-bosques de plantios comerciais, pastagens, áreas agrícolas, áreas abandonadas e mesmo de áreas restauradas desprovidas de arbustos ou árvores de espécies nativas (Figura 2.20).



Figura 2.20: Sub-bosque de área restaurada sem expressão de regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas.

4b. Baixa expressão da regeneração natural

A regeneração de espécies nativas é “rala”, havendo falhas no fechamento da área pela copa dessas espécies ou poucos indivíduos das mesmas distribuídos pela área. Para fins práticos, são consideradas como áreas de baixa expressão da regeneração natural aquelas que não atingiram a população de plantas utilizada em plantios convencionais, ou seja, cerca de 1700 indivíduos/ha. Isso indica que será necessário o plantio de mudas para complementar a ocupação da área, além de, na maioria desses casos, ser necessário também o seu enriquecimento.

Entretanto, mesmo que se possua quantidade de indivíduos satisfatória, o agrupamento dos mesmos pode resultar na presença de áreas não ocupadas por espécies arbustivo-arbóreas nativas. Em função disso, deve-se atentar não só para o número de indivíduos regenerantes, mas também para a sua distribuição na área, já que a distribuição espacial da regeneração é normalmente muito heterogênea, se concentrando em pontos específicos.

4c. Alta expressão da regeneração natural, com baixa diversidade florística

As espécies nativas estão presentes em toda área, em alta densidade e já sombreando boa parte da superfície do solo, nos casos em que a regeneração está em estágio mais avançado. Entretanto, essa regeneração é normalmente constituída de espécies iniciais da sucessão florestal (pioneiras), sendo resultado da expressão do banco de sementes. Em função disso, a regeneração é freqüentemente constituída de poucas espécies (**Figura 2.21**), sendo necessário seu enriquecimento com espécies finais (secundárias e tardias) para a sustentabilidade da floresta.



Figura 2.21: Regeneração natural em área úmida composta principalmente por indivíduos de sangra-d'água (*Croton urucurana*).

4d. Alta expressão da regeneração natural, com alta diversidade florística

Principalmente em áreas ricas em fragmentos florestais conservados, nas quais a atividade de dispersores é alta, a regeneração pode apresentar alta diversidade florística (cerca de 80 espécies), não sendo necessária a introdução de mudas para a sua complementação (**Figura 2.22**).



Figura 2.22: Áreas com alta densidade e diversidade de espécies nativas regenerantes em área agrícola abandonada (A) e no sub-bosque de um plantio comercial de eucalipto (B).

5. FLORESTAS COMERCIAIS PLANTADAS

■ 5a. Sem regeneração natural ou com regeneração insatisfatória de espécies nativas no sub-bosque, independentemente do relevo

São plantios comerciais desprovidos de vegetação nativa no sub-bosque ou que apresentam **regeneração natural insatisfatória** (talhões com menos de 1.000 indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas nativas/ha), em que o solo se encontra ocupado por espécies invasoras, como a braquiária (*Brachiaria* sp.), o capim-gordura (*Melinis minutiflora*), o colonião (*Panicum maximun*) e a samambaia (*Pteridium arachnoideum*).

Essa situação é normalmente resultado do manejo intensivo da área, com controle do sub-bosque por meio de capina manual, roçada mecanizada ou aplicação de herbicidas, ou mesmo devido às características da paisagem regional (escassez de fragmentos florestais) e do uso anterior dessas áreas, que pode ter comprometido os bancos de sementes e de plântulas.

No caso de sub-bosques ocupados por gramíneas nativas, a falta de indivíduos arbustivo-arbóreos é uma condição natural e já esperada, visto que esse local era constituído, antes dos plantios comerciais, por formações naturais, como o campo cerrado. Assim, não se deve realizar o plantio posterior de árvores nesse local, devendo-se apenas retirar as espécies arbóreas cultivadas e conduzir a regeneração natural.

■ 5b. Com regeneração natural satisfatória de espécies nativas no sub-bosque, em área de relevo acidentado

Floresta comercial com **regeneração natural satisfatória** (mais de 1.000 indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas nativas/ha) e que esteja localizada em áreas de relevo acidentado e de difícil acesso, tal como em grotas e fundos de vale, nas quais a utilização de técnicas de impacto reduzido para a retirada da madeira não é possível (**Figura 2.23**).

■ 5c. Com regeneração natural satisfatória de espécies nativas no sub-bosque, em área de acesso facilitado

Diferentemente do caso anterior, essas áreas, que também possuem **regeneração natural satisfatória** (mais de 1.000 indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas nativas/ha), se localizam em locais de acesso facilitado, que permitem a adoção de procedimentos de retirada



Figura 2.23: Na colheita do eucalipto em áreas de acesso dificultado, muitas vezes é necessário se utilizar um guincho acoplado ao trator (detalhe em vermelho na figura) para a retirada das toras (A). Como consequência, o sub-bosque outrora existente sob o eucalipto é destruído (B).

da madeira que não comprometem o desenvolvimento futuro da regeneração natural. Nesses casos, o aproveitamento da madeira das espécies comerciais plantadas na área a ser restaurada fica condicionado à adoção de técnicas de colheita de impacto reduzido (*Figura 2.24*).



Figura 2.24: Regeneração natural no sub-bosque de plantio de eucalipto com cerca de 15 anos de idade, apresentando alta densidade e diversidade de espécies nativas regenerantes no sub-bosque.

6. ESTADO DE CONSERVAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS

Considerando que as metodologias descritas buscam aproveitar ao máximo o potencial de auto-recuperação das áreas a serem restauradas, torna-se necessário caracterizar o estado de conservação dos fragmentos de vegetação natural, que possam necessitar de ações de restauração e que possam servir como fonte de sementes para que ocorra a regeneração natural nas áreas degradadas da paisagem regional.

Essa caracterização deve ser realizada em cada um dos fragmentos florestais da região abrangida pelo programa de restauração florestal, visando a maior adequação de metodologias e ações de restauração, tanto do próprio fragmento como das áreas do entorno imediato.

Como já descrito anteriormente, a definição do estado de conservação considera o número de estratos, as características do dossel, a presença de epífitas (orquídeas, bromélias e outras plantas que crescem sobre o tronco das árvores), a presença de lianas em desequilíbrio na borda dos fragmentos e a presença de gramíneas exóticas nas bordas ou no seu interior como indicadores da intensidade de degradação dos fragmentos.

■ 6a. Fragmentos florestais com necessidade de restauração

Apresentam menos estratos em relação às formações mais conservadas, baixa estatura dos indivíduos arbóreos, dossel descontínuo, rara presença de epífitas e frequente desequilíbrio de lianas e gramíneas nas bordas e no interior (**Figura 2.25**). Essa degradação é resultado do histórico de uso da área, sendo consequência de uma série de eventos, tal como incêndios, retirada seletiva de madeira e acesso do gado ao fragmento.



Figura 2.25: Fragmento florestal com necessidade de restauração. Notar inexistência de dossel contínuo e desequilíbrio de lianas e gramíneas.

■ 6b. Fragmentos florestais passíveis de restauração

Fragmentos com as mesmas situações descritas no item anterior, mas em menor intensidade, como estratificação ocasionalmente alterada, dossel contínuo mas com indivíduos de menor altura, presença ocasional de indivíduos regenerantes e de epífitas, presença frequente de lianas e gramíneas em desequilíbrio nas bordas e ocasionalmente no interior (**Figura 2.26**).

Comumente, esses fragmentos encontram-se isolados na paisagem. Esse isolamento pode trazer uma série de dificuldades para a reprodução das espécies vegetais e animais, já que se aumenta a taxa de cruzamento entre indivíduos aparentados, resultando em sério prejuízo à sobrevivência das espécies.



Figura 2.26: Fragmento florestal passível de restauração. Embora a estrutura florestal esteja relativamente bem conservada, é necessário retirar o fator de degradação, no caso o gado. O fragmento pode passar por ações de enriquecimento florístico.

■ 6c. Fragmentos florestais conservados

Possuem estratificação bem formada, dossel contínuo, presença de indivíduos regenerantes, epífitas freqüentes, pouca presença de lianas em desequilíbrio na borda e no interior e rara invasão de gramíneas nas bordas e interior.

São fragmentos que ainda mantêm sua estrutura básica e não estão isolados de outros fragmentos, com todos os processos e elementos necessários para o seu funcionamento e conservação (**Figura 2.27**).



Figura 2.27: Aspecto externo de fragmento florestal bem conservado.

7. AÇÕES DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

7a. Recuperação do solo

Envolve operações de descompactação, controle da erosão e correção química do solo. Recomenda-se como medida complementar o uso de espécies de adubação verde, com semeadura em área adequadamente preparada para isso (preparo do solo, adubação, controle de competidores, etc.). Depois dessa primeira ocupação é que se realizará o plantio de espécies arbóreas com a diversidade necessária para a restauração.

Outra possibilidade para esse tipo de situação ambiental é a transferência do banco de sementes alóctone para a área que se pretende restaurar (*Figura 2.28*).



Figura 2.28: Processo de desenvolvimento da vegetação nativa em talude recuperado pela transferência de banco de sementes alóctone - talude antes da transferência (A), vista do talude depois de 3 meses (B), 9 meses (C) e 14 meses (D).

7b. Colheita da madeira com técnicas tradicionais

Refere-se à adoção das mesmas técnicas utilizadas para a colheita da madeira das áreas de produção localizadas for a de APP, tal como o uso do *harvester* ou de motosserra.

7c. Morte das árvores em pé

Pode ser realizada pelo anelamento gradual dos indivíduos das espécies comerciais, que consiste na retirada de uma parte da seção transversal do tronco onde se encontra o floema (casca), impedindo assim a condução de seiva elaborada para as raízes da planta (Figura 2.29).

Outra metodologia, de princípio semelhante, é a morte dessas espécies com a aplicação de herbicida no tronco. Para isso, são realizadas aberturas com machado e aplicação de herbicida, normalmente glyphosate em dosagem concentrada, o qual irá ser absorvido pela planta e resultar na sua morte (Figura 2.30).



Figura 2.29: A morte em pé das espécies arbóreas exóticas (A) pode ser realizada pelo anelamento, que consiste na retirada de uma parte da seção transversal do tronco onde se encontra o floema (B, C e D), impedindo assim a condução de seiva elaborada das folhas para as raízes da planta, resultando em sua morte. Com cerca de três meses, as folhas começam a amarelar e aos poucos caem, permitindo a entrada maior de luminosidade no sub-bosque, o que estimula seu desenvolvimento (E).



Figura 2.30: Aberturas no tronco de indivíduo de eucalipto para a posterior aplicação de herbicida (A) e aspecto da floresta após a morte das árvores e queda das folhas (B).

7d. Retirada da madeira com técnicas de baixo impacto

Realizada com moto-serra ou machado, direcionando a queda das árvores de duas linhas consecutivas na entrelinha localizada entre as mesmas, de forma que metade das entrelinhas sejam poupadas do impacto resultante da queda das árvores, para que o sub-bosque não seja prejudicado a ponto de comprometer seu desenvolvimento subsequente (*Figura 2.31*).

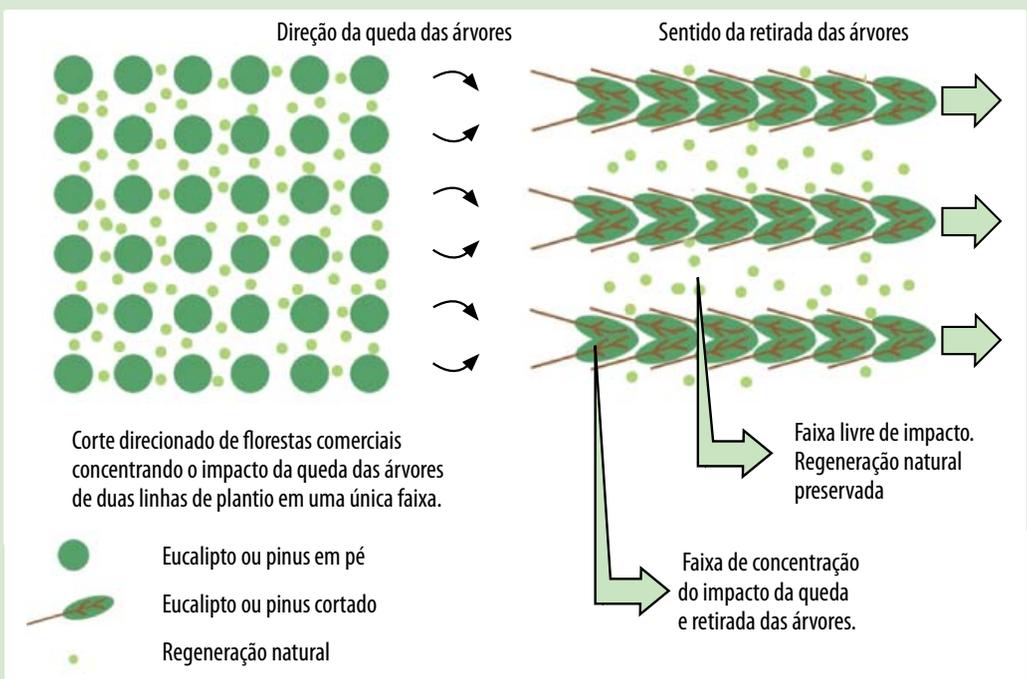


Figura 2.31: Esquema da eliminação de espécies exóticas em área com regeneração natural abundante, mas pouco desenvolvida estruturalmente ou em tamanho dos indivíduos.

7e. Eliminação de espécies exóticas invasoras

Para os indivíduos jovens de espécies arbóreas, gramíneas e pequenos arbustos, pode ser realizada por meio da aplicação de herbicida na parte aérea, capina manual ou com o uso de foice. Já para os indivíduos adultos, as árvores são cortadas com motosserra ou machado e, logo após o corte, deve-se realizar a aplicação de herbicida nas cepas (tocos) (Figura 2.32).



Figura 2.32: Corte de indivíduo de leucena (*Leucaena leucocephala*) com moto-serra (A) seguido do pincelamento de *glyphosate* puro na cepa (B).

7f. Introdução de espécies nativas em área total

Pode ser realizada por meio da transferência de banco de sementes alóctone (proveniente de outros locais para a área a ser restaurada), da semeadura direta e do plantio de mudas.

No plantio em área total são realizadas combinações das espécies em módulos ou grupos de plantio, visando à implantação das espécies dos estádios finais de sucessão (secundárias tardias e clímax) conjuntamente com espécies dos estádios iniciais de sucessão (pioneiras e secundárias iniciais), compondo unidades sucessionais que resultam em uma gradual substituição de espécies dos diferentes grupos ecológicos no tempo, caracterizando o processo de sucessão. Para a combinação das espécies de diferentes comportamentos (pioneiras, secundárias e/ou climácicas) ou de diferentes grupos ecológicos, são utilizados dois grupos funcionais: **grupo de preenchimento** e **grupo de diversidade**. O **grupo de preenchimento** é constituído por espécies que possuem rápido crescimento “e” boa cobertura de copa, proporcionando o rápido fechamento da área plantada. A maioria dessas espécies é classificada como Pioneira, mas as espécies Secundárias Iniciais também fazem parte desse grupo, e por isso o mesmo pode ser referido como grupo das **Pioneiras (P)**. Com o rápido recobrimento da área, essas espécies criam um ambiente favorável ao desenvolvimento dos indivíduos do grupo de diver-

sidade e desfavorecem o desenvolvimento de espécies competidoras, como gramíneas e lianas agressivas (trepadeiras), através do sombreamento da área de recuperação.

No **grupo de diversidade** incluem-se as espécies que não possuem rápido crescimento “e/ou” nem boa cobertura de copa, mas são fundamentais para garantir a perpetuação da área plantada, já que são as espécies desse grupo que irão gradualmente substituir as do grupo de preenchimento quando essas entrarem em senescência (morte), ocupando definitivamente a área. Esse grupo se assemelha muito ao grupo referido em alguns projetos como grupo das **não pioneiras (NP)** (secundárias tardias e clímax). Incluem-se nesse grupo todas as demais espécies regionais não pertencentes ao grupo de preenchimento, inclusive espécies de outras formas de vegetais que não as arbóreas, como as arvoretas, os arbustos e herbáceas, tanto epífitas como terrestres.

Com relação ao número de mudas por espécie e à proporção de espécies entre os grupos, considera-se que **metade das mudas** utilizadas no plantio deve conter no mínimo 10 espécies do **Grupo de Preenchimento** (ou Pioneiras) e a **outra metade das mudas** devem conter no mínimo 70 espécies do **Grupo da Diversidade** (ou Não-Pioneiras), sendo que, em cada um desses dois grupos, o número de mudas por espécie deve ser o mais igualmente distribuído possível, para evitar plantar muita muda de poucas espécies. As mudas dentro de cada grupo devem ser plantadas o mais misturado possível. O plantio, geralmente em espaçamento 3x2m, deve ser realizado preferencialmente na época chuvosa, quando não se dispõe de irrigação, que encarece o plantio (**Figuras 2.33 e 2.34**).

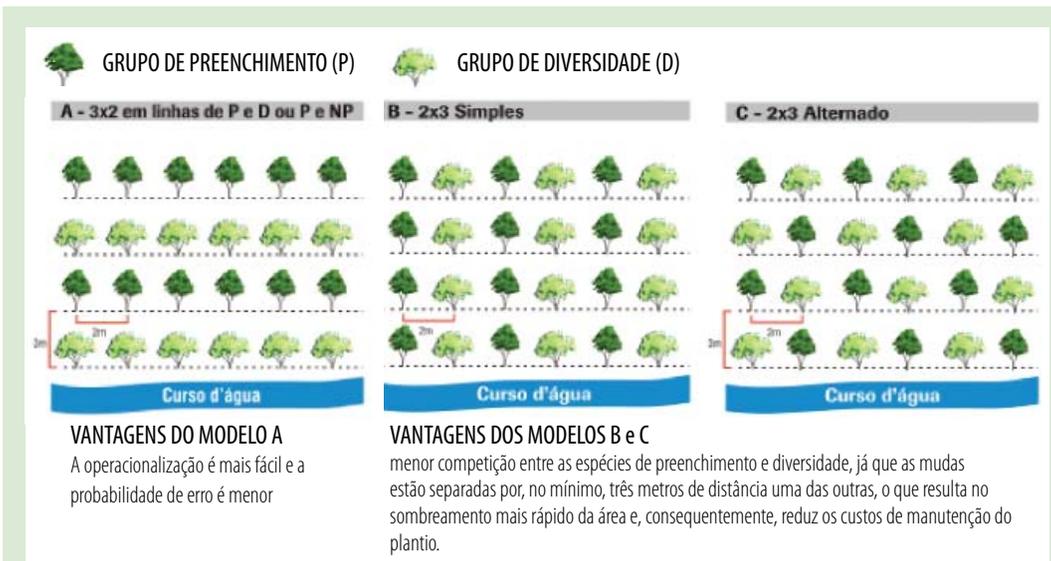


Figura 2.33: Desenho esquemático de distribuição alternada de indivíduos do grupo de preenchimento com indivíduos do grupo de diversidade nas linhas de plantio, conforme modelo usado por LERF/LCB/ESALQ/USP (LERF, 2008).



Figura 2.34: Plantio de mudas em linhas de preenchimento e de diversidade (A), e com distribuição aleatória das espécies (B).

7g. Condução da regeneração natural

A condução da regeneração natural é obtida através do controle periódico, químico ou mecânico, de competidores, tal como plantas invasoras (colonião, braquiária, capim-gordura, entre outras) e lianas em desequilíbrio, seja pelo coroamento dos indivíduos regenerantes (plântulas e indivíduos jovens) (*Figura 2.35*) como pelo controle do mato em área total.



Figura 2.35: O manejo de lianas (A), o controle de gramíneas (B) e de espécies arbóreas (C) invasoras favorecem o desenvolvimento dos indivíduos regenerantes de espécies nativas, sendo essas as principais práticas de condução da regeneração natural.

Uma ação que tem resultado em melhoria do desenvolvimento da regeneração natural é a adubação de cobertura, decidida com base em parâmetros técnicos (exceto para as formações savânicas - cerrados, onde a condução se restringe ao coroamento dos indivíduos, pois as espécies dessas formações aparentam não tolerar ou responder à adubação).

Desta forma, fica claro que a regeneração deve ser tratada como se fosse um plantio de mudas, mas com custo bem inferior, já que não foi necessário produzir a muda e realizar o plantio.

■ 7h. Adensamento

O adensamento representa a ocupação dos espaços vazios (não cobertos pela regeneração natural) por mudas de espécies iniciais da sucessão (pioneiras e secundárias iniciais). Esse procedimento é recomendado para suprir eventuais falhas da regeneração natural ou para o plantio em áreas de borda de fragmentos e grandes clareiras em estágio inicial de sucessão, visando controlar a expansão de espécies invasoras e nativas em desequilíbrio e favorecer o desenvolvimento das espécies finais por meio do sombreamento. Nestes casos, pode ser usado o espaçamento 3x2 ou 2x2m (**Figura 2.36**).

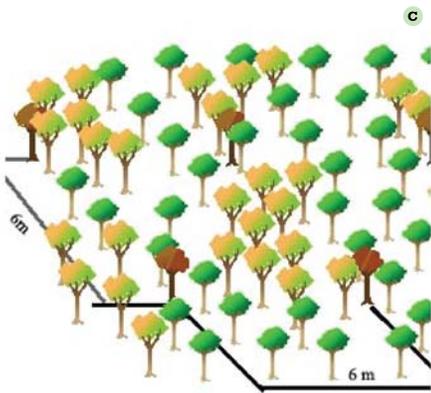
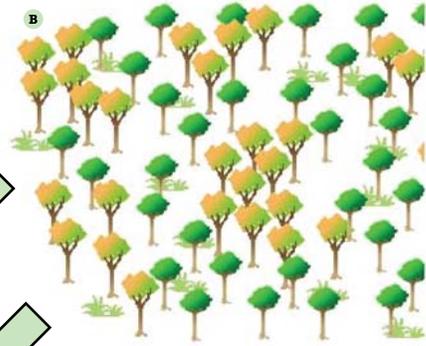
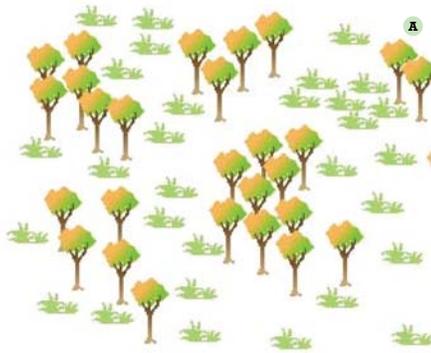
■ 7i. Enriquecimento

Esse método é usado nas áreas ocupadas com vegetação nativa, mas que apresentam baixa diversidade florística. O enriquecimento representa a introdução de espécies dos estádios finais de sucessão, especialmente as espécies de maior interação com a fauna, e/ou das diversas formas vegetais originais de cada formação florestal, tal como lianas, herbáceas e arbustos, podendo também contemplar o resgate da diversidade genética, o que pode ser realizado pela introdução de indivíduos de espécies já presentes na área, mas produzidos a partir de sementes provenientes de outros fragmentos de mesmo tipo florestal. Para a introdução de espécies arbóreas, deve-se utilizar o espaçamento 6x6m (**Figura 2.36**).

■ 7j. Implantação de zona tampão

Implantação de ações que reduzam o impacto das atividades executadas nas áreas de produção do entorno em relação aos fragmentos de mata nativa e áreas em processo de restauração, além de se controlar os processos erosivos que resultam no assoreamento dos cursos d'água e na formação de campos úmidos antrópicos.

Já nos casos de fragmentos florestais conservados e não isolados, o que se busca é a manutenção dessa condição, impedindo que os fatores de degradação alterem a composição e o funcionamento dessas florestas. Nesse caso, a criação de uma zona tampão refere-se à implantação de uma faixa no entorno do fragmento onde as atividades que possam prejudicar a



A. Área agrícola abandonada ou pastagem apresentando regeneração natural de espécies arbóreas (situação inicial), após ou não indução do banco autóctone.

B. Plantio de adensamento com espécies de rápido crescimento no espaçamento 2x2 m visando garantir o rápido recobrimento do solo;

C. Plantio de enriquecimento utilizando espécies secundárias iniciais, secundárias tardias e dimáceas ou de diferentes procedências das espécies já existentes, no espaçamento 6x 6m, para aumentar a diversidade florística e/ou genética na área.

LEGENDA

 Gramíneas

 Pioneira + sec. inicial + frutíferas atrativas de fauna



Indivíduos remanescentes ou germinados do banco



Secundária inicial + secundárias tardias + clímax + diversidade

Figura 2.36: Desenho esquemático do plantio de adensamento com espécies pioneiras e secundárias iniciais usando espaçamento 2x2 m e com posterior plantio de enriquecimento com espécies tardias e clímax usando espaçamento 6x6 m.

vegetação são restringidas, tal como uso de fogo, aplicação de herbicida, processos erosivos, etc. A largura dessa faixa é variável em função da ocupação da área, possuindo, em média, 30 metros de largura.

8. AÇÕES GERAIS

8a. Implantação de corredores ecológicos

Os corredores ecológicos permitem a interligação dos fragmentos florestais isolados na paisagem, possibilitando o fluxo gênico vegetal (por meio do deslocamento de polinizadores e de dispersores) e animal entre as diferentes áreas da região. Dessa forma, a biota não entra em isolamento reprodutivo, o que comprometeria a sobrevivência da mesma e a continuidade dos processos evolutivos que geram e mantêm a biodiversidade em florestas tropicais.

Além das Áreas de Preservação Permanente, que cumprem o papel de corredores ecológicos por natureza, outras áreas das propriedades poderão ser utilizadas para a construção desses corredores, sendo posteriormente incorporadas no cômputo da Reserva Legal (*Figura 2.37*).



Figura 2.37: A implantação de corredores ecológicos possibilita a conexão entre fragmentos florestais isolados na paisagem regional.

8b. Introdução de elementos atrativos da fauna

A implantação de fontes de alimentação que atraiam animais dispersores, principalmente aves e morcegos, de remanescentes florestais próximos para a própria área em restauração é uma importante forma de acelerar o processo de regeneração da floresta, pois aumenta-se a intensidade da chuva de sementes e a diversidade de espécies incorporadas à área. Além do fornecimento de recursos alimentares, muitas espécies arbóreas podem servir como poleiros, abrigo e local para nidificação.

Além da dispersão de sementes, outro papel fundamental desempenhado pela fauna é o de polinização, o qual pode ser executado por morcegos, aves (principalmente beija-flores) e insetos (principalmente mariposas, borboletas e abelhas), possibilitando o fluxo gênico.

Outra forma de apresentar o resultado do diagnóstico e as respectivas ações a serem adotadas é a partir de um quadro-resumo. Nesse quadro apresentam-se todas as situações ambientais encontradas, especificando-se a existência ou não de regeneração de espécies arbustivo-arbóreas, bem como o grau de isolamento das mesmas em relação a fragmentos bem conservados da vegetação nativa (para isso avaliar a distância e posição na paisagem). A seqüência de ações é a seguinte:

1 – Ação prioritária (incondicional): a ação deve ser adotada sem necessidade de monitoramento prévio.

2 – Ação complementar (condicionada a avaliação prévia): a adoção dessa decisão é dependente do monitoramento prévio da área, mas só não será adotada se os resultados do monitoramento indicarem a possibilidade de dispensa.

3 – Ação facultativa: pode ou não ser adotada, dependendo do monitoramento prévio.

A **Tabela 2.1** a seguir apresenta um exemplo de como tratar algumas situações ambientais conforme as ações prioritárias, complementares e facultativas de restauração florestal.

Tabela 2.1: Exemplo de situações ambientais encontradas em diagnósticos ambientais e suas respectivas ações prioritárias, complementares e facultativas de restauração florestal, conforme sugestão do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal.

Situação ambiental: Floresta Estacional Semidecidual com necessidade de restauração em paisagem muito fragmentada, com poucos fragmentos (e muito degradados) desse tipo florestal

AÇÕES PRIORITÁRIAS*

1 - Isolamento e retirada dos fatores de degradação por 12-24 meses, para expressão da regeneração natural; 2 - Controle de competidores na borda e nos trechos sem cobertura florestal; 3 - Indução e condução dos indivíduos regenerantes; 4 - Enriquecimento florístico e genético com mudas e/ou com sementes (semeadura direta de enriquecimento - metodologia em desenvolvimento) de espécies secundárias e climaxes das “várias formas de vida” da formação natural característica desse ambiente.

AÇÕES COMPLEMENTARES **

4 – Adensamento (preenchimento com as mesmas espécies da regeneração natural, nos locais onde a mesma não se expressou).

AÇÕES FACULTATIVAS

5 - Introdução de elementos atrativos da fauna, para função de nucleação (poleiros naturais e/ou artificiais, galharia, etc.).

Situação ambiental: Floresta Estacional Semidecidual passível de restauração em paisagem com muitos fragmentos conservados do mesmo tipo florestal

AÇÕES PRIORITÁRIAS*

1 - Isolamento e retirada dos fatores de degradação por 12-24 meses, para expressão da regeneração natural; 2 - Controle de competidores na borda e nos trechos sem cobertura florestal.

AÇÕES COMPLEMENTARES **

AÇÕES FACULTATIVAS

3 - Introdução de elementos atrativos da fauna, para função de nucleação (poleiros naturais e/ou artificiais, galharia, etc.); 4 - Enriquecimento florístico e genético com mudas e/ou com sementes (semeadura direta de enriquecimento - metodologia em desenvolvimento) de espécies secundárias e climaxes das “várias formas de vida” da formação natural característica desse ambiente.

Situação ambiental: Cana-de-açúcar e culturas anuais isoladas na paisagem regional

AÇÕES PRIORITÁRIAS*

1 - Isolamento e retirada dos fatores de degradação; 2 - Plantio total com elevada diversidade em sistema de cultivo mínimo, quando for possível, ou tradicional.

AÇÕES COMPLEMENTARES **

AÇÕES FACULTATIVAS

3 - Introdução de elementos atrativos da fauna, para função de nucleação (poleiros naturais e/ou artificiais, galharia, etc.).

(*) Incondicionais

(**) condicionada a avaliação prévia

Tabela 2.1: continuação...

Situação ambiental: Área abandonada com regeneração natural não isolada na paisagem regional

AÇÕES PRIORITÁRIAS*

1 – Isolamento e retirada dos fatores de degradação por 12-24 meses, para expressão da regeneração natural; 2 – Controle de competidores; 3 – Condução dos indivíduos regenerantes.

AÇÕES COMPLEMENTARES **

4 – Adensamento (preenchimento com as mesmas espécies da regeneração natural, nos locais onde a mesma não se expressou); 5 – Introdução de elementos atrativos da fauna, para função de nucleação (poleiros naturais e/ou artificiais, galharia, etc.); 6 – Enriquecimento florístico e genético com mudas e/ou com sementes (semeadura direta de enriquecimento – metodologia em desenvolvimento) de espécies das “várias formas de vida” da formação natural característica desse ambiente, de preferência dos estádios finais de sucessão.

AÇÕES FACULTATIVAS

Situação ambiental: Pastagem com regeneração natural não isolada na paisagem regional

AÇÕES PRIORITÁRIAS*

1 – Isolamento e retirada dos fatores de degradação por 12-24 meses, para expressão da regeneração natural; 2 – Controle de competidores; 3 – Condução dos indivíduos regenerantes.

AÇÕES COMPLEMENTARES **

4 – Adensamento (preenchimento com as mesmas espécies da regeneração natural, nos locais onde a mesma não se expressou); 5 – Introdução de elementos atrativos da fauna, para função de nucleação (poleiros naturais e/ou artificiais, galharia, etc.); 6 – Enriquecimento florístico e genético com mudas e/ou com sementes (semeadura direta de enriquecimento – metodologia em desenvolvimento) de espécies das “várias formas de vida” da formação natural característica desse ambiente, de preferência dos estádios finais de sucessão.

AÇÕES FACULTATIVAS

(*) Incondicionais

(**) condicionada a avaliação prévia

Tabela 2.1: continuação...

Situação ambiental: Plantios comerciais (eucaliptos) com regeneração natural no sub-bosque, não isolados na paisagem regional

AÇÕES PRIORITÁRIAS*

1 – Isolamento e retirada dos fatores de degradação por 12-24 meses, para expressão da regeneração natural; 2 – Retirada de baixo impacto da espécie exótica; 3 – Controle de competidores, inclusive da espécie exótica; 4 – Condução da regeneração natural; 5 – Controle de indivíduos regenerantes da espécie exótica.

AÇÕES COMPLEMENTARES **

6 – Adensamento (preenchimento com as mesmas espécies da regeneração natural, nos locais onde a mesma não se expressou); 7 – Introdução de elementos atrativos da fauna, para função de nucleação (poleiros naturais e/ou artificiais, galharia, etc.); 8 – Enriquecimento florístico e genético com mudas e/ou com sementes (semeadura direta de enriquecimento – metodologia em desenvolvimento) de espécies das “várias formas de vida” típicas dessa formação, de preferência dos estádios finais de sucessão.

AÇÕES FACULTATIVAS

Situação ambiental: Reflorestamento com espécies nativas com baixa diversidade florística e baixa densidade de indivíduos, isolada ou não na paisagem regional

AÇÕES PRIORITÁRIAS*

1 - Isolamento e retirada dos fatores de degradação por 12-24 meses, para expressão da regeneração natural; 2 - Adensamento (preenchimento com as mesmas espécies da regeneração natural, nos locais onde a mesma não se expressou); 3 - Enriquecimento florístico e genético com mudas e/ou com sementes (semeadura direta de enriquecimento - metodologia em desenvolvimento) de espécies das “várias formas de vida” típicas dessa formação, de preferência dos estádios finais de sucessão.

AÇÕES COMPLEMENTARES **

AÇÕES FACULTATIVAS

4 - Introdução de elementos atrativos da fauna, para função de nucleação (poleiros naturais e/ou artificiais, galharia, etc.).

(*) Incondicionais

(**) condicionada a avaliação prévia

Tabela 2.1: conclusão

Situação ambiental: Áreas com subsolo exposto		
<p>AÇÕES PRIORITÁRIAS*</p> <p>1 - Isolamento e retirada dos fatores de degradação; 2 - Adubação verde; 3 - Plantio total com espécies de preenchimento em sistema de cultivo mínimo, quando for possível, ou tradicional; 5 - Enriquecimento florístico e genético com mudas e/ou com sementes (semeadura direta de enriquecimento - metodologia em desenvolvimento) de espécies das “várias formas de vida” da formação natural característica desse ambiente, de preferência dos estádios finais de sucessão.</p>	<p>AÇÕES COMPLEMENTARES **</p> <p>4 - Introdução de elementos atrativos da fauna, para função de nucleação (poleiros naturais e/ou artificiais, galharia, etc.).</p>	<p>AÇÕES FACULTATIVAS</p>
Situação ambiental: Estradas (carreadores)		
<p>AÇÕES PRIORITÁRIAS*</p> <p>1 - Isolamento e retirada dos fatores de degradação; 2 – Subsolagem profunda; 3 - Plantio total com elevada diversidade em sistema tradicional.</p>	<p>AÇÕES COMPLEMENTARES **</p>	<p>AÇÕES FACULTATIVAS</p>
(*) Incondicionais	(**) condicionada a avaliação prévia	

A numeração das ações listadas na tabela significa que a adoção é seqüencial, dependendo ou não de monitoramento prévio. Caso haja interrupção na numeração seqüencial na coluna de ações incondicionais, significa que a ação seguinte nessa coluna (de numeração seqüencial interrompida) depende da adoção de uma ação listada na coluna de ações condicionais, definida de acordo com os resultados do monitoramento prévio.

Mais exemplos de estratégias de restauração florestal a partir de diagnósticos ambientais podem ser encontrados em Rodrigues & Gandolfi (2007) e Rodrigues *et al.* (2007).

3.

MONITORAMENTO DAS ÁREAS RESTAURADAS COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE DAS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO E PARA REDEFINIÇÃO METODOLÓGICA

Andreza Bellotto, Ricardo A. G. Viani, André G. Nave,

Sergius Gandolfi, Ricardo Ribeiro Rodrigues

3.1. INTRODUÇÃO

No Brasil, reflorestamentos visando à restauração de áreas degradadas passaram a ser implantados em larga escala no final da década de 1980, com grande incremento na década de 2000 e, devido a pouca idade que apresentam, essas áreas ainda estão em fase de avaliação (áreas teste) (Melo & Durigan, 2007). No entanto, embora sejam fundamentais para a avaliação da eficácia das ações de restauração e para a redefinição das metodologias empregadas até o momento, iniciativas de monitoramento periódico de áreas restauradas com espécies nativas ainda são escassas e recentes (Parrotta *et al.*, 1997; Silveira & Durigan, 2004; Pulitano & Durigan, 2004; Souza & Batista, 2004; Melo & Durigan, 2007).

Uma demanda importante a ser considerada é a aplicação dos estudos e avaliações de monitoramento com a finalidade de quantificar os serviços ambientais proporcionados pela restauração das florestas nativas. Entre esses serviços, podemos considerar, por exemplo, a produção e o armazenamento de água nas microbacias (Lima & Zakia, 2006), a proteção dos solos e dos rios do processo de erosão e assoreamento (Crestana *et al.*, 1993), o conforto térmico, a manutenção e restauração da biodiversidade local e regional (Rodrigues & Gandolfi, 2004), a conscientização ambiental da população local e, além disso, o potencial de seqüestro de carbono pelas florestas nativas (Melo & Durigan, 2006), que interfere diretamente nos processos de aquecimento global. A fixação do carbono pelas florestas nativas é, portanto, um dos serviços ambientais proporcionados pelas florestas restauradas, que pode ser avaliado e valorado de modo a obter-se uma equação financeira para o suporte de programas de reflorestamento em toda a Mata Atlântica, considerando também os outros benefícios e ganhos ambientais descritos anteriormente (água, solo, biodiversidade e componente humano).

Entretanto, há ainda muitas lacunas de conhecimento acerca do desenvolvimento e da sustentabilidade dos plantios de restauração florestal. Com a ausência de uma prática de monitoramento sistemático dessas áreas restauradas, perde-se a oportunidade única de aumentar o conhecimento sobre os inúmeros processos e fatores envolvidos na recolonização e restabelecimento de comunidades vegetais e animais (Siqueira & Mesquita, 2007). As áreas restauradas são verdadeiros laboratórios para estudos de Ecologia (Rodrigues & Gandolfi, 2004).

Uma das grandes dificuldades dessa prática de monitoramento sistemático refere-se à falta de consenso na literatura científica em relação aos indicadores mais adequados para a avaliação do sucesso da restauração florestal e, conseqüentemente, dos ganhos ambientais (Siqueira & Mesquita, 2007).

A avaliação¹ e o monitoramento² de áreas em processo de restauração abrangem aspectos mais amplos do que apenas a avaliação puramente fisionômica da área restaurada, mesmo que periódica, que é o procedimento normalmente exigido pelos órgãos fiscalizadores e pelas entidades certificadoras. Os indicadores de restauração devem avaliar não só a recuperação visual da paisagem, mas também a reconstrução dos processos ecológicos mantenedores da dinâmica vegetal, de forma que áreas restauradas sejam sustentáveis no tempo e cumpram seu papel na conservação da biodiversidade remanescente (Rodrigues & Gandolfi, 2004).

De uma forma geral, as principais variáveis utilizadas para a avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração podem ser divididas em três categorias distintas: diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos (Ruiz-Jaén & Aide, 2005).

Para a avaliação e monitoramento de projetos de restauração é importante considerar que, para as diferentes etapas do processo de restauração, são necessárias diferentes variáveis de avaliação, que permitam a confirmação que as ações de restauração implantadas em uma determinada área estão de fato promovendo a sua restauração e perpetuação no tempo. Para tanto, é importante empregar indicadores que avaliem não só a ocupação gradual e crescente da área por indivíduos de espécies nativas, mas também a distribuição dessas espécies em grupos funcionais. Além disso, os indicadores de avaliação e monitoramento devem medir a cobertura da área e a alteração da fisionomia e da diversidade local promovida por essa ocupação.

Sendo assim, tanto a fisionomia quanto a composição e a estrutura da comunidade restaurada, considerando os vários estratos e formas de vida, podem ser usados como indicadores de avaliação e monitoramento da vegetação, pois podem expressar os efeitos da efetiva restauração dos processos ecológicos e a possibilidade de perpetuação dessa restauração. Além desses parâmetros, os descrito-

1 Avaliação: ato ou efeito de avaliar (-se). Fonte: dicionário Aurélio da Língua Portuguesa.

2 Monitoramento: mensuração contínua de certos parâmetros ambientais ou populacionais, indicadores do funcionamento e dinâmica de ecossistema. Fonte: Aciesp (1987).

res da regeneração natural ocorrente sob o dossel das árvores plantadas ou regenerantes também se constituem em parâmetros importantes para a análise da evolução das comunidades em processo de restauração. A avaliação da regeneração natural aponta diretamente se plântulas de espécies nativas do plantio e do entorno estão colonizando as áreas em restauração e, portanto, indica se os processos relacionados com a biologia floral e reprodutiva da comunidade implantada estão sendo restabelecidos na área restaurada (Silva, 2003; Barbosa & Pizo, 2006; Jordano *et al.*, 2006).

Todavia, dada a diversidade de situações e ambientes que devem ser restaurados, parece pouco provável o estabelecimento de critérios ou indicadores de uso universal, aplicáveis a qualquer situação ou região sem comprometimento da eficácia. Não menos importante que a definição de indicadores de avaliação e monitoramento dos projetos de restauração florestal, é a definição, baseada nos parâmetros de funcionamento de comunidades naturais, do estado que a comunidade implantada deve alcançar em determinado tempo para que os resultados sejam considerados satisfatórios (Rodrigues & Gandolfi, 2001). Entretanto, os indicadores da condição final de monitoramento de uma área em restauração não devem ser similares aos de uma comunidade madura remanescente, mas devem garantir que os valores encontrados em florestas remanescentes sejam atingidos com o tempo na área em restauração, caso essa seja protegida de grandes perturbações. Essa é a única forma dos monitoramentos não serem intermináveis.

Muitos autores têm sugerido vários parâmetros para avaliação e monitoramento de áreas em processos de restauração, como: presença de formigas (Andersen, 1997; Ruiz-Jaén & Aide, 2005), estrutura da comunidade de borboletas (Brown, 2000) e de outros invertebrados (Jansen, 1997), mudança na densidade de minhocas em áreas de regeneração (Zou & Gonzalez, 1997), características físico-químicas do solo bem como os microrganismos associados (Bentham *et al.*, 1992), meso e macrofauna edáfica (Sautter, 1998) e parâmetros vegetacionais (Rodrigues & Gandolfi, 1998; Ruiz-Jaén & Aide, 2005; Gandolfi, 2006). Outros indicadores de processos e da dinâmica na comunidade sugeridos dizem respeito à amostragem de grupos de pequenos mamíferos (Turker & Murphy, 1997), herpetofauna (Turker & Murphy, 1997; Ruiz-Jaén & Aide, 2005), morcegos e aves (Van Aarde *et al.* 1996; Parrotta *et al.*, 1997), destacando o papel desses agentes como bioindicadores do sucesso de projetos de restauração.

Young (2000) afirma que os processos de restauração estão intrinsecamente relacionados com a vegetação, o que explica o porquê da maioria dos estudos de avaliação do sucesso das iniciativas de restauração se concentrar na avaliação e dinâmica da comunidade vegetal (Jansen, 1997; Souza, 2000; Leopold *et al.*, 2001; Siqueira, 2002).

Além dessas questões, é necessário ressaltar que parâmetros de avaliação e monitoramento devem ser de fácil aplicação e devem trazer respostas rápidas, sustentando possíveis

intervenções para a correção de falhas em projetos de restauração já implantados, sem que esses projetos se comprometam como um todo.

Na avaliação e monitoramento de áreas restauradas é importante considerar, além de parâmetros ecológicos, os parâmetros econômicos da restauração, relacionados principalmente com os custos das técnicas empregadas. O custo pode representar uma barreira significativa para a implantação de programas de restauração por parte dos executores e financiadores da atividade, de modo que mesmo métodos muito eficientes podem ser prontamente esquecidos e/ou descartados, caso seus custos sejam excessivamente altos.

O monitoramento de plantios em área total e de áreas com condução da regeneração natural pode ser realizado de forma semelhante. Isso é possível porque as áreas com regeneração natural podem ser encaradas como áreas de plantio em que as mudas já foram plantadas. Em função disso, todos os critérios a serem seguidos a partir desse ponto são os mesmos, o que permite a utilização dos mesmos indicadores para o monitoramento.

Abaixo serão propostos e descritos alguns indicadores de avaliação e de monitoramento de áreas restauradas. Embora existam vários outros indicadores e parâmetros de avaliação, os que serão apresentados a seguir são aqueles que tiveram sua eficácia testada em campo, em áreas de restauração nos trópicos, o que os credencia como bons indicadores de restauração. Muitos desses indicadores são apresentados na literatura supracitada.

3.2. AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE ÁREAS RESTAURADAS

3.2.1. IMPORTÂNCIA DA PADRONIZAÇÃO DE UM MÉTODO AMOSTRAL

Antes de iniciar uma discussão aprofundada dos parâmetros a serem usados na avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração é fundamental o estabelecimento de um delineamento amostral adequado e padronizado, coerente na definição da **unidade amostral** e no estabelecimento do **tamanho ótimo da amostra** (suficiência amostral). Essa padronização é necessária para que as diferentes iniciativas e metodologias de restauração da Mata Atlântica possam ser adequadamente avaliadas e comparadas.

A confirmação do estabelecimento dos processos ecológicos nas áreas restauradas só é obtida com a avaliação e o monitoramento da área restaurada em diferentes períodos de tempo. Para que a evolução dos processos ecológicos de uma mesma área nas áreas restauradas seja acompanhada temporalmente, recomenda-se a instalação de parcelas permanentes de amostragem. Mesmo em avaliações pontuais de projetos de restauração sugere-se a adoção desse padrão, pois isso possibilita a comparação dos resultados com outras avaliações e monitoramentos de áreas restauradas e facilita possíveis iniciativas de monitoramento futuro dessa mesma área.

No Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal da ESALQ/USP estão sendo utilizadas, nas avaliações e monitoramentos de áreas em processo de restauração, parcelas permanentes de 9 x 18 m, que amostram 40 indivíduos, quando considerado um plantio em área total com espaçamento 3 m x 2 m (**Figura 3.1**). Recomendamos que para a avaliação e/ou monitoramento das áreas em restauração sejam implantadas pelo menos oito dessas parcelas permanentes por hectare de unidade de avaliação. Esse número mínimo de parcelas permanentes não deve ser interpretado como uma regra fixa, mas como uma sugestão ou meta a ser seguida. Nos casos de unidades de avaliação muito grandes, por exemplo, esse número pode ser substituído por uma porcentagem mínima de 0,5% da área total da unidade de avaliação, para que o monitoramento dessas áreas não se torne inviável. Logicamente, cada unidade de avaliação para alocação dessas parcelas representa uma área de restauração a mais homogênea possível em relação à idade, metodologia de restauração, tipo vegetacional, distância de remanescentes florestais e características físico-químicas do solo.

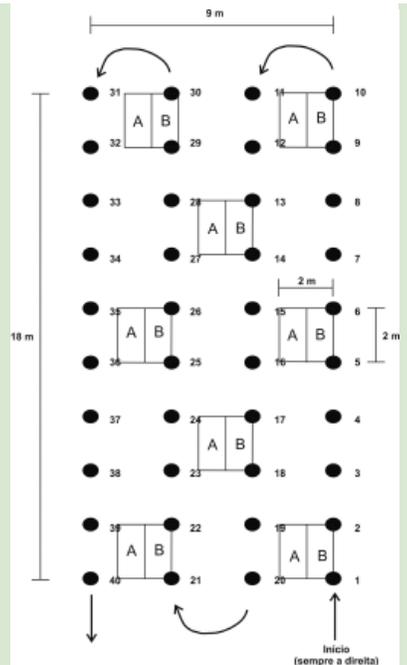


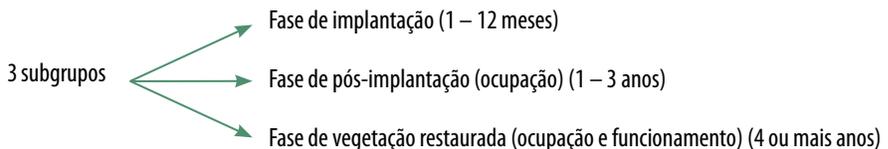
Figura 3.1: Croqui da parcela de avaliação dos indivíduos plantados e das sub-parcelas de avaliação da regeneração natural arbórea e da cobertura de gramíneas, sendo A e B respectivamente as sub-parcelas de avaliação mais distante e mais próxima da linha de plantio.

Para a avaliação da regeneração natural de espécies vegetais ocorrentes dentro da área restaurada, estão sendo utilizadas sub-parcelas instaladas de forma sistemática dentro de cada parcela permanente. Cada sub-parcela de 4 m² (2 x 2 m) é subdividida em duas parcelas menores com 2 m² (1 x 2 m), de forma a permitir a avaliação desses indicadores em duas condições, uma mais próxima (B) e outra mais distante (A) da linha de plantio (*Figura 3.1*). Essas mesmas sub-parcelas são usadas para avaliar a cobertura da área em processo de restauração por gramíneas exóticas agressivas.

Uma vez desenhadas e distribuídas de forma sistemática visando abranger toda a unidade de avaliação, as parcelas permanentes devem ter suas coordenadas UTM registradas com auxílio de aparelho GPS (Global Positioning System), de forma a possibilitar sua identificação precisa no campo.

3.2.2. INDICADORES DE AVALIAÇÃO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO

Os indicadores de avaliação e monitoramento de processos de restauração podem se subdividir em três subgrupos:



3.2.2.1. INDICADORES DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA FASE DE IMPLANTAÇÃO (1 A 12 MESES APÓS ADOÇÃO DE AÇÕES DE RESTAURAÇÃO, COMO ISOLAMENTO E CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL, PLANTIO TOTAL, ETC.)

- ▶ **Avaliação de solo-substrato:**
 - Integridade: ocorrência de processos erosivos e conservação do solo
- ▶ **Existência de cobertura vegetal mesmo que seja herbácea;**
- ▶ **Avaliação da cobertura da área por gramíneas exóticas agressivas**
 - Identificação da espécie predominante;
 - Avaliação da porcentagem de cobertura;

- Altura média da cobertura de gramíneas;
- ▶ **Profundidade da cova (nos casos de plantios);**
- ▶ **Avaliação dos indivíduos plantados e/ou dos regenerantes naturais:**
 - Identificação taxonômica baseada;
 - Altura e cobertura dos indivíduos (obtida aos seis e 12 meses após as ações de restauração);
 - Classificação das espécies em grupos sucessionais e síndromes de dispersão, e quanto à origem (espécies nativas regionais ou exóticas);
 - Taxa de mortalidade no plantio;
 - Índícios de predação das mudas ou dos regenerantes;
 - Ataque por formigas cortadeiras;
 - Índícios de deficiência de nutrientes;
 - Densidade (indivíduos.ha⁻¹) dos indivíduos plantados ou regenerantes – verificação do espaçamento usado no projeto;
 - Riqueza (número de espécies por área).

Essa avaliação abrange a primeira fase de implantação das ações de restauração, correspondente ao estágio inicial de desenvolvimento da regeneração natural ou das mudas, no caso de plantios. Sugere-se um total de seis avaliações nessa etapa, sendo as três primeiras mensais (um, dois e três meses), já que essa é uma fase crítica e que exige rápida tomada de decisão, e as demais trimestrais (seis, nove e 12 meses) (**Figura 3.2**).

Para as situações de plantio total, todos os indivíduos plantados ocorrentes dentro das parcelas permanentes deverão ser identificados, ter sua altura medida e sua cobertura avaliada pela medição do maior e do menor diâmetro de projeção vertical da copa. Essas medidas serão obtidas com auxílio de trena. Em relação às espécies arbustivas e arbóreas levantadas, as mesmas deverão ser classificadas em: (1) Grupos sucessionais: “pioneiras” (incluindo espécies pioneiras e secundárias iniciais) ou “não-pioneiras” (incluindo espécies secundárias tardias e clímax); (2) Grupo Funcional: de preenchimento (espécies de bom crescimento “e” boa cobertura) ou de diversidade (demais espécies, de crescimento lento e/ou de pouca cobertura), conforme classificação de Nave & Rodrigues (2007); (3) Síndromes de dispersão: zoocóricas, anemocóricas e autocóricas, conforme critérios estabelecidos por Pijl (1982); (4) Estrato de ocorrência: sub-bosque, dossel ou emergente.

Além disso, as espécies amostradas deverão ser separadas em nativas e não nativas regionais, com base em sua ocorrência natural nas formações vegetacionais da região. Por fim, deverá ser verificada se as espécies amostradas nos plantios constam na lista oficial de espécies da flora ameaçadas de extinção do respectivo estado de ocorrência (ex. Esta-



Figura 3.2: Medição da altura dos indivíduos regenerantes (A) e dos indivíduos plantados (B) em plantio de restauração. Identificação de material botânico em herbário (C).

do de São Paulo-Resolução SMA 048, de Setembro de 2004), bem como na lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçada de extinção (Instrução Normativa MMA n° 06 de Setembro de 2008).

Quanto à avaliação da cobertura de gramíneas exóticas agressivas, deve ser obtida a porcentagem da área cobertura por essas plantas, utilizando-se para isto as sub-parcelas de amostragem. Em cada sub-parcela, o valor de porcentagem de cobertura pode ser estimado visualmente, de preferência sempre pelo mesmo observador, ou quantificado numericamente, quadriculando a sub-parcela em 10 ou mais unidades e contando as unidades de ocorrência da espécie. É também importante a identificação da espécie invasora, de forma a se estabelecer a melhor estratégia de manejo para a mesma.

A análise de cobertura das gramíneas agressivas e a análise dos regenerantes nas sub-parcelas poderão ser feita de forma segregada, considerando separadamente os valores obtidos nas sub-parcelas mais próximas e mais distantes da linha de plantio (**Figura 3.1**).

A cobertura dos indivíduos plantados ou regenerantes e das gramíneas exóticas agressivas é determinada pela projeção vertical da parte aérea das plantas sobre a superfície do solo,

a qual se expressa em porcentagem da área total da comunidade. Para as gramíneas exóticas agressivas, o uso da cobertura é preferível porque é um bom indicador da biomassa da população (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). A biomassa reflete a performance da população na competição pelos fluxos de matéria e energia na comunidade.

A avaliação específica da cobertura de gramíneas exóticas agressivas fornece uma boa indicação das necessidades de intervenção nas áreas em processo de restauração, bem como orienta práticas de controle e manutenção destas áreas, haja vista que estas interferem demasiadamente no desenvolvimento das mudas plantadas, bem como no recrutamento e no estabelecimento de plântulas de espécies regenerantes (*Figuras 3.3 a 3.5*).



Figura 3.3: Avaliação da cobertura de gramíneas exóticas invasoras nas sub-parcelas de amostragem, em área em processo de restauração.



Figura 3.4a: área em processo de restauração dominada por braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf)



Figura 3.4b: área em processo de restauração dominada por colônio (*Panicum maximum* Jacq.).



Figura 3.5: Imagem de um indivíduo arbóreo plantado em área em processo de restauração, com sobrevivência e desenvolvimento comprometidos devido à presença de gramíneas exóticas agressivas.

O ataque por formigas cortadeiras é avaliado quali e quantitativamente, verificando os indivíduos plantados e/ou os regenerantes que apresentam sinais de ataque por formigas (**Figura 3.6**). Além da avaliação das mudas, deve-se também monitorar o entorno do plantio, localizando os ninhos e providenciando seu controle.



Figura 3.6: Formiga cortadeira carregando um pedaço de folha de uma muda (A) e saueiro presente dentro de uma área em processo de restauração (B).

No campo de observações da ficha de campo devem ser anotados os possíveis indícios de deficiência nutricional nas mudas, pois deficiências nutricionais em estágio avançado certamente comprometem o desenvolvimento das plantas. A identificação de sintomas de deficiência nutricional pode ser feita de forma visual (**Figura 3.7**), utilizando-se manuais de deficiência para espécies nativas (Sorreano, 2006) ou por meio da análise foliar laboratorial. Com base no diagnóstico, deve-se providenciar a correção dessa deficiência através de adubação. Problemas desse tipo podem ser evitados com a análise do solo antes do plantio, identificando as deficiências do mesmo e corrigindo-as antes mesmo da implantação, através da adubação de base.

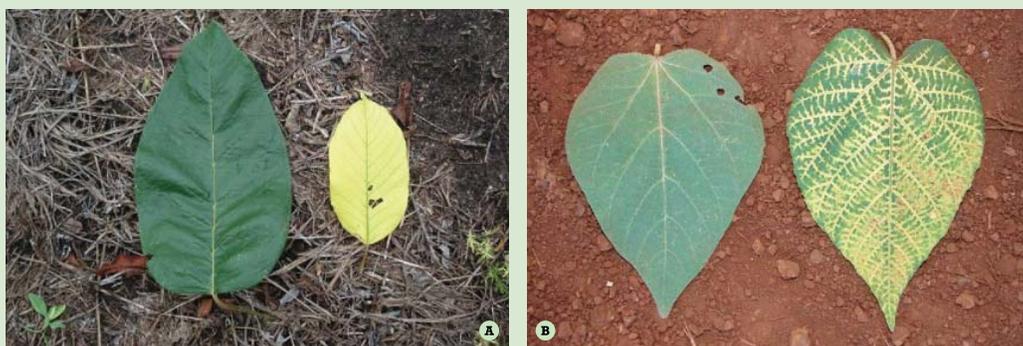


Figura 3.7: Deficiência nutricional em capixingui (*Croton floribundus*) (A) e em sangra-d'água (*Croton urucurana*) (B), expressas, respectivamente, pela presença de amarelecimento generalizado em folhas velhas e pela presença de clorose internerval em folhas novas.

3.2.2.2. INDICADORES DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA FASE PÓS-IMPLANTAÇÃO (OCUPAÇÃO) DA RESTAURAÇÃO (1 A 3 ANOS APÓS ADOÇÃO DE AÇÕES DE RESTAURAÇÃO, COMO ISOLAMENTO E CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL, PLANTIO TOTAL, ETC.)

► **Avaliação dos indivíduos plantados ou das áreas com condução da regeneração natural:**

- Identificação taxonômica;
- Altura do indivíduo e **cobertura da copa (método de interseção na linha)**;
- Classificação das espécies em grupos sucessionais e síndromes de dispersão, e quanto à origem (espécies nativas regionais ou exóticas);
- **Fenologia – floração e frutificação**;
- Taxa de mortalidade (no caso dos plantios);
- Densidade (indivíduos.ha⁻¹) dos indivíduos plantados ou regenerantes – verificação do espaçamento usado no projeto;
- Riqueza (número de espécies por área).

Essa avaliação abrange a segunda fase de implantação das ações de restauração, correspondente ao estágio médio de desenvolvimento das mudas, no caso de plantios. Nessa fase, sugere-se que as avaliações sejam semestrais, representando duas avaliações por ano e quatro avaliações no total.

Nessa fase, além dos dados já descritos para a fase anterior, incluindo os valores individuais de cobertura, poderão ser obtidos valores de cobertura da comunidade. Estes dados servirão para obtenção das estimativas de cobertura da área pelas copas dos indivíduos plantados, utilizando-se o método de interseção na linha de plantio.

As medições de copa deverão ser tomadas com o auxílio de trena, medindo-se a projeção vertical das copas de cada indivíduo na linha de plantio (**Figuras 3.8 e 3.9**). O valor de cobertura da linha (%) será obtido através da soma das copas de todos os indivíduos da parcela, dividido pela metragem total das linhas dentro da parcela. Para transformação em porcentagem, o valor resultante da divisão acima será multiplicado por 100. Os resultados de cobertura da linha devem ser interpretados separadamente por linhas de plantio com funções distintas na restauração, como linhas de pioneiras versus não pioneiras, ou linhas de preenchimento versus linhas de diversidade (Nave & Rodrigues 2007).

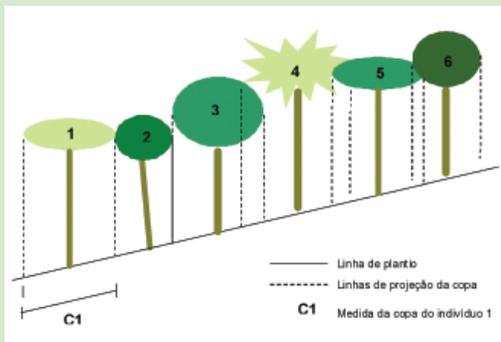


Figura 3.8: Esquema utilizado em campo para medição das copas dos indivíduos plantados.
Fonte: Nave & Rodrigues (2007).



Figura 3.9: Medição das copas dos indivíduos plantados.

Para a avaliação da disponibilidade de recursos (néctar e pólen das flores e frutos zoocóricos) para a fauna ao longo dos meses, são necessários dados de fenologia (floração e frutificação) de todas as espécies amostradas. Estas questões são de extrema importância, uma vez que a disponibilidade de recursos para a fauna que interage com a vegetação pode ser a chave do sucesso na restauração desses ambientes. Dados fenológicos podem ser obtidos a partir de dados secundários disponíveis na literatura, consultas a fichas de campo de materiais incluídos nos herbários regionais, ou mesmo por meio da caracterização fenológica em campo da comunidade em processo de restauração.

► Avaliação da regeneração natural

- Identificação taxonômica de todos os indivíduos regenerantes, incluindo os não arbustivos ou arbóreos;
- Altura dos indivíduos regenerantes;
- Densidade (indivíduos.ha⁻¹) dos indivíduos regenerantes;
- Classificação das espécies em grupos sucessionais e síndromes de dispersão, e quanto à origem (espécies nativas regionais ou exóticas);
- Homogeneidade da distribuição;
- Avaliação de processos de dispersão: regeneração alóctone (regenerantes oriundos de espécies do entorno, não presentes no plantio) ou autóctone (regenerantes de espécies presentes no plantio e possivelmente dos indivíduos plantados, já que algumas espécies plantadas já podem ter atingido a fase adulta);
- Riqueza (número de espécies por área).

Para a avaliação da regeneração natural ocorrente dentro das áreas em processo de restauração, sugere-se que as avaliações sejam anuais, representando duas avaliações no total desse período.

Também para a avaliação da regeneração natural, os indivíduos regenerantes presentes nas sub-parcelas de amostragem poderão ser levantados, separando aqueles mais próximos e mais distantes da linha de plantio. Esses indivíduos devem ser identificados, medidos (altura) e classificados em grupos sucessionais, síndromes de dispersão, etc., seguindo os mesmos procedimentos utilizados para os indivíduos plantados.

A diversidade da regeneração natural dentro das áreas em processos de restauração certamente é um dos descritores mais eficientes da avaliação do sucesso de iniciativas de restauração, além de um excelente indicador das ações de manejo necessárias para garantir a sustentabilidade das áreas restauradas. Isso se deve ao fato da presença de regenerantes na área restaurada refletir a atuação de uma complexidade enorme de processos inerentes da dinâmica florestal, como a floração e frutificação dos indivíduos restaurados, a dispersão de sementes, a composição do banco de sementes do solo (permanente e temporário), a germinação das sementes do banco, o recrutamento de plântulas e indivíduos jovens, etc. (Silva, 2003; Barbosa & Pizo, 2006; Jordano *et al.*, 2006).

Uma informação que pode ser importante na avaliação da área em processo de restauração diz respeito à homogeneidade da distribuição dos indivíduos regenerantes, podendo ser distribuição aleatorizada, agrupada ou homogênea.

Nesta fase, é de grande importância analisar a diversidade da regeneração natural, considerando separadamente a regeneração oriunda do próprio local e a colonizadora (oriunda do entorno). Para isso, as espécies regenerantes arbóreas poderão ser separadas em dois grupos, considerando sua ocorrência ou não no conjunto de indivíduos plantados. Esse procedimento deve ser adotado, visando separar e quantificar a regeneração de espécies plantadas da de espécies colonizadoras, não utilizadas no plantio.

A presença de espécies colonizadoras (não plantadas) na regeneração natural e a caracterização das síndromes de dispersão dessas espécies são indicadores dos processos ecológicos que estão atuando para garantir a chegada de novas espécies na área restaurada, promovendo assim o resgate da biodiversidade, que é o requisito principal para a sustentabilidade das áreas restauradas. Esses dados refletem a atuação da fauna de dispersores que foram atraídos para a área restaurada por algum motivo (abrigo, alimento, corredores, etc.), dispersores esses oriundos de áreas naturais do entorno, dando uma boa indicação do papel da restauração vegetal no resgate da fauna local e da atuação dessas áreas restauradas como corredores ecológicos na paisagem regional (Silva 2003; Jordano *et al.*, 2006).

► **Avaliação da cobertura de gramíneas**

É importante dar continuidade à metodologia usada anteriormente (fase de implantação)

de avaliação de cobertura das gramíneas exóticas agressivas, principalmente nesta fase, quando as manutenções dos plantios já não são muito periódicas. Com esses dados pode-se fazer uma análise da possível influência de gramíneas exóticas agressivas no processo de restauração da área e verificar a necessidade ou não de novas intervenções para o controle de invasoras, já que a presença deste fator pode comprometer o desenvolvimento das espécies plantadas e limitar o processo de regeneração na área.

3.2.2.3. INDICADORES DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO RESTAURADA (OCUPAÇÃO E FUNCIONAMENTO: 4 OU MAIS ANOS (RECOMENDADO ATÉ 8 ANOS) APÓS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO COMO ISOLAMENTO E CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL, PLANTIO TOTAL, ETC.)

Nessa fase deve-se priorizar o uso de indicadores que possibilitem apontar o sucesso ou não da restauração de uma dada área, com o propósito que esses indicadores sustentem uma possível tomada de decisão sobre o abandono definitivo das áreas restauradas. Logicamente, o abandono definitivo não exclui a necessidade da manutenção do isolamento dessas áreas de possíveis perturbações antropogênicas graves, como corte total ou seletivo, acesso de gado, fogo, etc..

Para todos os parâmetros de avaliação dessa fase (4-7 anos após ações de restauração), a periodicidade dessa avaliação poderá ser bianual ou apenas uma no final do período, dependendo da necessidade.

► **Avaliação dos indivíduos plantados ou das áreas com condução da regeneração natural:**

- Continuidade da avaliação, conforme descrito na fase de pós-implantação (1 - 3 anos).

► **Aspectos fisionômicos da vegetação restaurada – estratificação**

- Presença ou não de estratos da floresta restaurada
- Indivíduos do **sub-bosque** (indivíduos adultos e jovens até 3 metros de altura),
- Indivíduos do **sub-dossel** (indivíduos adultos e jovens de 3 – 5 metros)
- Indivíduos do **dossel** (indivíduos adultos não maiores que o estrato contínuo da floresta restaurada, variável para cada área, mas com no mínimo 5 metros de altura)
- Indivíduos **emergentes** (indivíduos maiores que a altura do dossel contínuo, variável para cada área).

Nesta fase de avaliação dos **aspectos fisionômicos** da vegetação restaurada, o enfoque em vez de ser o de cobertura da área propriamente dita, será o de descrever a estratificação da vegetação restaurada. Sendo assim, a avaliação das parcelas permanentes nessa fase enfocará a presença ou não de estratos da floresta restaurada, que nas florestas naturais é um dos descritores da elevada diversidade vegetal, conforme descrito anteriormente nesse documento (Fases 6 e 7 no capítulo 2, principalmente).

► **Avaliação da chegada de outras formas de vida**

- Levantamento florístico das espécies não arbóreas e seus hábitos de vida;

Quando se pensa na restauração de florestas, não se pode restringir a visão apenas ao estrato arbustivo-arbóreo, pois todos os componentes da floresta estão intimamente ligados e apresentam variado grau de interdependência. Nos projetos de restauração, além de árvores e arbustos, o recrutamento de outras formas de vida vegetal, como lianas e herbáceas, é essencial para a criação de uma estrutura semelhante à encontrada nas florestas tropicais (Kageyama *et al.*, 2003c; Souza & Batista, 2004) e para a restauração da diversidade vegetal como um todo.

Formas de vida vegetal, que não a arbórea, quando juntas, podem representar mais de 50% da riqueza de espécies vegetais das florestas tropicais (Ivanauskas *et al.*, 2001), sendo imprescindíveis à dinâmica florestal (Gentry & Dodson, 1987; Morellato, 1991; Galeano *et al.*, 1998).

Para a avaliação de novas formas de vida, poderá ser realizado um levantamento florístico (registro da presença) das espécies não arbustivas ou arbóreas nativas (lianas, epífitas, herbáceas e outras), ocorrentes em cada parcela permanente de avaliação as áreas em restauração. Espécies nativas, mas tipicamente ruderais, com ampla ocorrência em áreas agrícolas (plantas daninhas), não devem ser consideradas nessa avaliação (**Figura 3.10**).

► **Avaliação da regeneração natural**

É importante dar continuidade à metodologia usada na fase anterior, principalmente nesta fase em que os plantios devem estar mais consolidados e deverão apresentar um estrato regenerante mais expressivo, podendo-se gerar análises mais esclarecedoras do sucesso da restauração.

► **Avaliação da cobertura de gramíneas**

É importante dar continuidade a metodologia usada nas demais fases, principalmente nesta fase em não há mais manutenções dos plantios.

► **Avaliação da fauna**

Além da restauração da diversidade vegetal, é importante monitorar o resgate da fauna

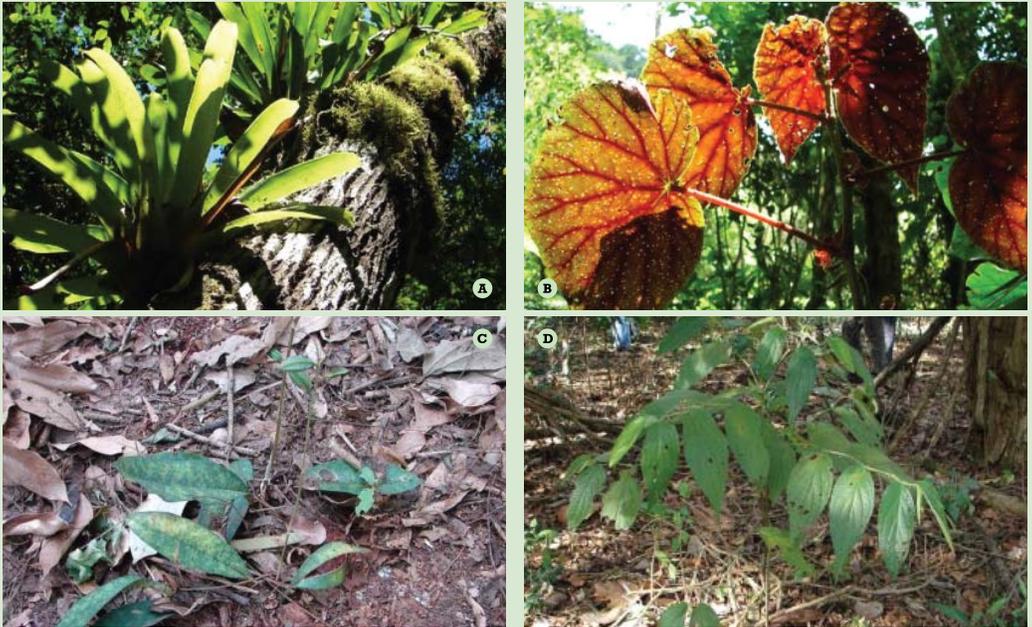


Figura 3.10: Exemplos de outras formas de vida presentes nas florestas e que devem ser levantadas em áreas em processo de restauração - epífitas (bromélia) (A); herbáceas (begônia) (B) e (orquídea terrestre) (C); e arbustos (jaborandi) (D).

nativa ao local, principalmente aquela com grande interação com a vegetação (polinizadores e dispersores).

À medida que a vegetação de uma área em restauração se desenvolve, cresce a oferta de recursos como alimentos e refúgio à fauna. Dessa forma, a fauna é atraída para os plantios e contribui para os processos de polinização e dispersão de várias espécies vegetais, auxiliando no restabelecimento da dinâmica ecológica local.

Como já discutido no item 3.1., há uma série de possibilidades de utilização de grupos da fauna como bioindicadores do sucesso da restauração florestal. A escolha de cada um deles vai depender de cada situação e dos objetivos propostos no projeto. Geralmente estudos deste tipo podem acarretar um custo mais elevado para o monitoramento e uma resposta mais a longo prazo, exigindo uma avaliação mais prolongada se comparada aos parâmetros aqui discutidos.

Entretanto, é de grande importância a utilização de elementos indicadores da fauna, principalmente aqueles de rápida resposta a alterações do hábitat, que auxiliem na compreensão da dinâmica de ecossistemas terrestres, na avaliação da qualidade de ambientes, na definição de medidas de conservação entre outros aspectos.

3.3. PARÂMETROS E INTERVALOS DIAGNÓSTICOS SUGERIDOS PARA O MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO

Os resultados do monitoramento de cada parâmetro apresentado anteriormente precisam ser interpretados, e para isso recomenda-se alguns intervalos utilizados no Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP). Esses intervalos deverão sustentar a tomada de decisão sobre a dada área em processo de restauração. Vale destacar que esses intervalos precisam ser adaptados para cada realidade local, considerando o tipo de formação vegetal em processo de restauração, a capacitação técnica e o estado de desenvolvimento da restauração naquela região, a disponibilidade de mudas nativas regionais da região e outros aspectos. Os intervalos apresentados abaixo podem representar um referencial de busca para um futuro próximo.

A **Tabela 3.1** apresenta alguns parâmetros e seus respectivos intervalos diagnósticos para auxiliar na interpretação dos resultados obtidos no monitoramento de áreas em processo de restauração florestal. Essa tabela é aplicável para áreas localizadas na Mata Atlântica sensu lato, incluindo as Florestas Estacionais Semidecíduais (Velo, 1992), que foram fortemente degradadas no passado em virtude da alta aptidão agrícola de seu ambiente de ocorrência, estando hoje fragmentadas na paisagem e necessitando de ações prementes de restauração, e também as Florestas Ombrófilas Densas (Velo, 1992), típicas da região litorânea, incluindo a Serra do Mar, que ocupam uma paisagem menos fragmentada, pela baixa aptidão agrícola de seu ambiente, necessitando principalmente de conservação, mas também de restauração em situações com perturbações intensas provocadas pela exploração imobiliária. Reforce-se que tais valores não devem ser considerados de forma muito rigorosa, já que a realidade de cada projeto pode demandar novos parâmetros de avaliação e novos intervalos diagnósticos, distintos dos sugeridos na Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Parâmetros e diagnósticos sugeridos para o monitoramento de reflorestamentos e de áreas de condução da regeneração natural de espécies florestais nativas.

PARÂMETRO	INTERVALOS DIAGNÓSTICOS		
	aceitável	preocupante	demandam ações imediatas de correção
riqueza (número de espécies) por ha	acima de 80	50 a 80	abaixo de 50
modelo de plantio	sucessional	-	sem modelo
espécies exóticas	ausência	-	presença
número de indivíduos.ha ⁻¹	1500 a 1800	1200 - 1500	abaixo de 1200
mortalidade	0 a 5%	5 a 10%	acima de 10%
infestação por gramíneas exóticas agressivas	0 a 25%	25 a 50%	acima de 50%
ataque por formigas cortadeiras	0 a 5%	5 a 15%	acima de 15%
sintomas de deficiência nutricional	ausência	-	presença
cobertura da área após 1 ano	40 a 60%	20 a 40%	abaixo de 20%
cobertura da área após 2 anos	60 a 100%	40 a 60%	abaixo de 40%
cobertura da área após 3 anos	100%	70 a 100%	abaixo de 70%
regeneração no sub-bosque, aos 5 anos			
riqueza (número de espécies) por ha	acima de 20	10 a 20	abaixo de 10
número de indivíduos.ha ⁻¹	acima de 5000	2500 a 5000	abaixo de 2500

3.4. CARACTERIZAÇÃO DO CUSTO

O custo é uma das principais preocupações quando se tratam de projetos de restauração florestal, especialmente no caso de projetos de plantio em área total, que apresentam custos elevados em função do número de mudas, da manutenção longa, da necessidade de adubação, etc..

Saber o custo, ou, no mínimo, a ordem de grandeza dos recursos financeiros necessários para a execução de um determinado projeto, incluindo as ações de monitoramento desse projeto, é essencial para a tomada de decisão. Os custos ajudam a definir as estratégias que deverão ser usadas na restauração, sempre atentando para o lema proposto no LERF de que “Só vale a pena investir em restauração florestal se estiver muito claro na proposta a perspectiva de tentar ao máximo fazer isso bem feito, já que se esse não for o desafio, a probabilidade de essas áreas voltarem à condição de degradadas é muito alta”.

No caso do monitoramento de projetos de restauração, grande parte dos custos estará relacionada à mão-de-obra empregada na coleta dos dados no campo (custos horas/homem de profissio-

nais técnicos especializados) e posteriormente, no que diz respeito às ações recomendadas para a melhoria desses projetos de restauração, que pode incluir gastos tão elevados quanto aqueles de plantio em área total, nos casos de ações pouco planejadas e sustentadas teoricamente.

O valor médio das atividades de monitoramento dos projetos de restauração foi obtido com base na aplicação do modelo de monitoramento apresentado nesse documento, nas áreas em processos de restauração do LERF/LCB/ESALQ/USP. Esses custos estão baseados principalmente nos parâmetros descritos e discutidos acima, não considerando os custos de monitoramento da fauna, que são muito variáveis dependendo do grupo focado.

Este custo médio leva em conta:

- Número mínimo de 8 (oito) parcelas para avaliação;
- Área amostral de, no mínimo, 0,5% da área total implantada;
- Custo de mão-de-obra (horas/homem).

Somando todas as ações apresentadas acima, com exceção do monitoramento da fauna, chega-se num valor médio de custo do monitoramento de áreas em processo de restauração de **R\$ 20,00/ha** de área em processo de restauração. O cronograma e periodicidade das avaliações podem depender muito da situação da área restaurada e dos objetivos do projeto. A **Tabela 3.2** apresenta algumas propostas de cronograma para cada situação.

Tabela 3.2: Proposta de cronograma para avaliações de projetos de restauração florestal, conforme idades do projeto.

FASE	PERIODICIDADE	NÚMERO TOTAL DE AVALIAÇÕES
Implantação 0 a 12 meses	avaliação mensal nos três primeiros meses e trimestral nos demais	6
Pós-implantação (ocupação) 1 a 3 anos	avaliação semestral (indivíduos plantados) ou anual (regeneração natural)	4 (indivíduos plantados) 2 (regeneração natural)
Vegetação restaurada (ocupação e funcionamento) 4 a 8 anos	variável (bianual ou única)	variável

4.

QUANTIFICAÇÃO E MONITORAMENTO DA BIOMASSA E CARBONO EM PLANTIOS DE ÁREAS RESTAURADAS

Gabriele Marina Preiskorn, Hilton Thadeu Zarate Couto

4.1. INTRODUÇÃO

Diversos estudos apontam a necessidade de conservar os remanescentes florestais e promover a recuperação de áreas degradadas, para manter e retomar os serviços ambientais. Esses serviços ambientais incluem a manutenção da biodiversidade, da qualidade da água e dos estoques de carbono que evitam o agravamento do efeito estufa (Fearnside, 2006). Grande parte da restauração de florestas é feita em áreas ciliares e reserva legal, devido à importância do restabelecimento das funções desses locais, assim como a forte atuação de órgãos licenciadores, fiscalizadores e mesmo certificadores, para o equacionamento do passivo ambiental nas unidades de produção. A legislação ambiental brasileira define o que são as Áreas de Preservação Permanente (entre eles as áreas ciliares) e a Reserva Legal. Entretanto, existe resistência dos proprietários rurais para restaurar, principalmente a Reserva Legal, pois restringe em parte a atividade de produção (Rodrigues & Gandolfi, 2007).

Como as responsabilidades na manutenção das Áreas de Preservação Permanente bem como das Reservas Legais, recaem sobre o proprietário da terra e o resultado beneficia toda a sociedade (Manfrinato, 2005), uma alternativa para incentivar os proprietários rurais a conservar florestas e a recuperar áreas degradadas é obter recursos dos serviços ambientais. Balbinot (2004) cita que nas últimas décadas foram realizados estudos com o objetivo de estimar o valor de uma grande variedade de serviços ambientais.

A Costa Rica tem dado um bom exemplo no que se refere à cobrança pelos serviços ambientais. Desenvolveu um mecanismo de mercado para modificar a conduta de proprietários privados com relação à sua terra, no qual o programa repassa uma verba aos proprietários em troca da conservação/manejo de florestas ou recuperação de áreas degradadas. O dinheiro vem da cobrança de impostos sobre combustíveis fósseis e de convênios voluntários com outros

países, organizações mundiais e empresas privadas locais que se beneficiam dos serviços ambientais dos ecossistemas florestais. O mecanismo caminha sob o princípio: “cobrar de quem se beneficia dos serviços ambientais e pagar aos que os produzem” (Malavasi, 2002).

Atualmente os serviços ambientais mais comercializados têm sido os relativos à preservação e conservação. Existe uma grande expectativa pela implementação do comércio de emissões de carbono, previsto no Protocolo de Kyoto, que poderá beneficiar especificamente a implantação de novas florestas e a preservação das existentes, no mecanismo que é chamado de desmatamento evitado (Juvenal *et al.*, 2002).

Através do Protocolo de Kyoto e outros acordos, foram criados os Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), que visam métodos de compensação e redução dos gases do efeito estufa, nos quais os países sem compromisso de redução desses gases podem participar do mercado de carbono (Manfrinato, 2005). Uma das atividades do MDL prevê a implantação de florestas, uma vez que os vegetais têm a capacidade de transformar o carbono em compostos celulósicos, como a madeira (Juvenal *et al.*, 2002).

O Brasil apresenta boas condições físicas e naturais para atender aos preceitos do MDL, em razão de suas potencialidades florestais, como elevada extensão de terras, mão-de-obra abundante, clima favorável, tecnologia silvicultural avançada e uma administração florestal competente (Silva *et. al.*, 2001). Como a recuperação de áreas degradadas por plantio de mudas de nativas apresenta um elevado custo por hectare, existe a possibilidade de minimizar os custos incluindo o projeto de reflorestamento como um MDL. Desse modo, o projeto poderá receber investimentos de países desenvolvidos (Couto & Potomari, 2006). Entretanto, sabe-se pouco sobre o crescimento de espécies arbóreas nativas, o que dificulta a elegibilidade de projetos de florestamento / reflorestamento no Brasil.

Segundo Corte (2005), para que os projetos de MDL florestal sejam passíveis de aprovação é necessário que os mesmos apresentem os seguintes fundamentos: elegibilidade, adicionalidade e condições suficientes para seu monitoramento.

4.2. MONITORAMENTO PARA PROJETOS DE REFLORESTAMENTO

Um dos aspectos mais importantes do estudo de fixação de carbono em florestas é a estimativa da biomassa, a qual deve ser obtida de forma a ser a mais próxima da real possível, sem custos excessivos, pois a partir dela será quantificado o carbono fixado e os gases do efeito estufa removidos da atmosfera (Brown, 1997; Sanquetta *et al.* 2002). Entretanto, são escassas as metodologias para estimar a produtividade em termos de biomassa para as espécies nativas arbóreas.

Houghton (1994) comenta que tipos diferentes de floresta armazenam diferentes quantidades de carbono dentro de sua biomassa, e locais diferentes dentro de um mesmo tipo de floresta também variam muito com relação à quantidade de biomassa. Em estudo realizado no Vale do Paranapanema (SP), Melo & Durigan (2006) concluíram que o ritmo de crescimento e fixação de carbono contabilizados nos plantios de restauração é superior ao das florestas naturais em sucessão secundária da mesma região. Portanto é de grande importância que os plantios de alta diversidade, realizados com espécies nativas, tenham um acompanhamento (Inventário Florestal Contínuo) e se possível um cadastro com as informações que possibilitem tomar decisões sobre novos plantios e que com isso se tenha noções do comportamento das espécies em diferentes ambientes com diferentes graus de degradação.

Couto & Potomati (2006) listaram as etapas que devem ser cumpridas para a elaboração de um sistema de monitoramento de reflorestamento de essências nativas:

- Definição dos limites do projeto
- Estratificação da área
- Determinar os reservatórios de carbono que serão incluídos no inventário
- Determinar tipo, número e localização das parcelas de amostragem
- Desenvolver os modelos de equação de biomassa e carbono
- Definir metodologia de análise laboratorial
- Determinar a frequência de medição
- Analisar estatisticamente os dados e quantificar os erros amostrais
- Elaboração do relatório final

Segundo UNFCCC (2005), antes de realizar as coletas para determinar qualquer mudança no estoque de carbono, é necessário medir e monitorar a área que foi plantada através de visita a campo, análise de dados secundários ou fotografias aéreas. A utilização de ferramentas de geoprocessamento e sensoriamento remoto auxiliam na delimitação da área, assim como a sua caracterização. Uma vez determinada a metodologia de monitoramento para a área plantada,

ela deverá ser seguida durante toda a vigência do projeto. A frequência de monitoramento nas parcelas permanentes do plantio deverá ser de no máximo em intervalos de 5 anos, assim como o monitoramento da mudança do uso do solo.

4.2.1 - MÉTODOS PARA ESTIMAÇÃO DE BIOMASSA E CARBONO

4.2.1.1. INVENTÁRIO DE BIOMASSA EM FLORESTAS NATIVAS PLANTADAS

Um dos aspectos mais importantes com relação de estudo de fixação de carbono em florestas é a variável biomassa, a qual deve ser estimada de forma cautelosa, pois a partir dela será quantificado o carbono fixado (Brown, 1997; Brown *et al.*, 1989; Sanquetta, 2002).

Como a determinação de biomassa e carbono é um assunto recente, ainda não existem muitas informações disponíveis na literatura. Alguns dados de pesquisas anteriores podem ser aproveitados, mesmo que sejam necessárias pequenas alterações metodológicas ou no processamento da informação. Levantamentos estruturais em florestas (baseado no diâmetro das árvores) podem ser complementados com procedimentos para avaliação de biomassa, utilizando para isso equações já existentes ou ajustadas através de amostragem destrutiva (Britez *et al.*, 2006). Sanquetta (2002) explica que existem métodos de determinação de biomassa diretos (método destrutivo), que implicam em determinações e os indiretos (modelagem), que geram estimativas. Os métodos diretos geralmente são aplicados em pequenas áreas e servem para ajustar e calibrar os modelos empregados nas estimativas de biomassa. Já os métodos indiretos são utilizados quando se trata de uma área de grande extensão. Esse método depende das informações sobre biomassa (obtidos através do método direto), ou levantamentos como DAP (diâmetro na altura do peito), altura e volume, geralmente disponíveis em inventários florestais ou outros estudos já realizados. Os dois métodos apresentam limitações (Brown *et al.*, 1989), entretanto, costuma-se utilizar o método indireto por ser mais barato e menos destrutivo (Vieira *et al.* 2008).

Para a Mata Atlântica existem apenas duas equações ajustadas. Uma foi sugerida por Tiepolo *et al.* (2002), desenvolvida na região de Guaraqueçaba, (PR), e a outra por Burger (2005), desenvolvida em Santos (SP). A primeira equação utiliza a variável independente DAP (diâmetro na altura do peito). Já a segunda emprega o diâmetro basal, o que dificulta a sua aplicação nos inventários florestais existentes (Vieira *et al.*, 2008). A maioria das equações alométricas

para florestas tropicais apresenta como variável independente o DAP, tomado a 1,3m acima do nível do solo, mas a variável altura total ou comercial também pode ser utilizada. O estudo dos autores consistiu em aplicar na Mata Atlântica 4 equações desenvolvidas para florestas tropicais: uma baseada em dados de floresta de Porto Rico (Scatena *et al.*, 1993), outra da Amazônia central (Chambers *et al.* 2001), a terceira de florestas tropicais (Chave *et al.*, 2005) e a equação proposta por Tiepolo *et. al.* (2002). Concluíram que como a Mata Atlântica possui diversos biomas em toda a sua extensão, o modelo de Chave *et al.* (2005), que utiliza as variáveis DAP, altura e densidade da madeira, mostrou-se bastante confiável. Os autores salientam também a necessidade de incluir outras formas de vida (bambus, lianas, epífitas, etc.) no estudo de biomassa acima do solo.

4.2.1.2. MÉTODO DESTRUTIVO

De modo geral, Sanquetta (2002) explica que os métodos de amostragem podem ser enquadrados em duas grandes categorias: **método da árvore individual** e **método da parcela**. Para a primeira categoria é determinada a biomassa de árvores individuais. Para a seleção dessas árvores existem variações metodológicas, entretanto, todos necessitam de inventário florestal. Já o método da parcela consiste no corte e na pesagem de toda a biomassa existente em uma parcela predefinida.

Para evitar resultados tendenciosos, importante é que as árvores médias ou as parcelas alvo sejam eleitas com critérios de representatividade. Para isso, as unidades amostrais devem ser selecionadas segundo processos de amostragem aleatória, sistemática ou mista.

Antes de iniciar a fase do campo, é importante definir como serão realizados o corte, a separação e a pesagem das diferentes frações da biomassa floresta. Os procedimentos podem ser a pesagem simples (corte e pesagem sem separar a planta em partes) ou por componente do sistema aéreo da planta (separação de partes da planta, como caules, raízes, galhos, folhas, entre outros). Uma vez definida a metodologia a ser utilizada, iniciam-se as atividades de campo.

4.2.1.3. MÉTODO INDIRETO (MODELAGEM)

4.2.1.3.1. QUANTIFICAÇÃO DA BIOMASSA E CARBONO NA VEGETAÇÃO (PARTE AÉREA)

Brown (1997) e Brown *et al.* (1989) discutem dois métodos para estimação de biomassa florestal acima do solo, baseado em dados secundários (dados pré-existent). Esses dados secundários podem ser provenientes de inventários florestais antigos, e apresentam algumas características que podem prejudicar a estimativa da biomassa. Esses inventários tendem a apresentar dados de árvores com DAP maior que 10cm, excluindo assim pequenas árvores, que também tem biomassa representativa. Para áreas restauradas com o plantio de essências nativas, no Brasil recomenda-se usar o DAP mínimo de 5 cm. Em seguida faz-se o inventário florestal contínuo com parcelas permanentes com um número mínimo de plantas por parcela (em geral 30), ou seja, 3 linhas de 10 plantas. Estas informações foram obtidas em um projeto de pesquisa financiado pela FAPESP dentro do programa Biota (métodos de amostragem da biodiversidade de espécies arbóreas). Uma vez realizado o inventário define-se as espécies mais importantes ou abundantes na área (através de um estudo fitossociológico). Como se sabe que as espécies pioneiras possuem a densidade básica do lenho inferior às não-pioneiras, é comum, para efeito de determinação da biomassa e carbono, separar esses dois grupos ecológicos. Ou seja, uma árvore pioneira com mesmo volume pode ter biomassa e carbono inferior que uma espécie não-pioneira.

Seleciona-se dentro de cada classe de DAP (essa separação em classes depende da amplitude da distribuição dos DAP) no mínimo 5 árvores de modo que se tenha para cada espécie um mínimo de 15 árvores e uma mínimo de 3 espécies para cada grupo ecológico. As árvores selecionadas em cada classe de DAP serão então abatidas e coletadas amostras para a densidade básica do lenho e casca, assim como a massa da galhada. Essas amostras são levadas para laboratório para determinação do peso seco e densidade básica do lenho e casca. Uma amostra do lenho, casca e galhada de cada árvore, será então moída para a determinação do carbono. Com esses dados será então possível gerar os modelos usando análise de regressão linear ou não-linear que terão como variável independente somente o DAP ou DAP e altura total ou comercial da árvore. A densidade básica será com base no volume verde (saturado em água) e peso absolutamente seco, e expresso em kg.m^{-3} . O método mais usado para a determinação da densidade básica é o da balança hidrostática. Para a determinação do conteúdo total de carbono na amostra vegetal, utiliza-se amostras secas em estufa e a leitura é feita em um analisador de carbono. Este analisador de carbono utiliza a combustão da amostra em uma atmosfera rica em oxigênio e todo carbono existente é transformado em

CO₂. O gás produzido é detectado em uma célula infra-vermelha não dispersiva, que mede a massa de CO₂ presente.

Tanto a Brown (1997) como o IPCC (2006) recomendam, na ausência de um valor confiável de densidade básica, os valores contidos na **Tabela 4.1**. Para as Américas o valor recomendado é de 0,60 Mg.m⁻³. Este valor sobre-estima consideravelmente a biomassa e carbono nas áreas restauradas, pois foi obtido em florestas nativas, principalmente da Floresta Amazônica, e que possuem idades consideráveis (muitas vezes superiores a 200 anos). Dados preliminares indicam que algumas pioneiras possuem densidade básica inferior a 0,3 Mg.m⁻³ e não pioneiras plantadas e com idades inferiores a 20 anos, o valor de densidade básica não chega a 0,4 Mg.m⁻³. Portanto para efeito de estimativa de biomassa usar um fator para todas as espécies e idades pode acarretar erros grosseiros.

Tabela 4.1: Valores recomendados por Brown e IPCC, mas que não se prestam para utilizar em áreas restauradas.

REGIÃO TROPICAL	Nº DE ESPÉCIES	MÉDIA	AMPLITUDE DE VARIAÇÃO
África	282	0,58	0,50-0,79
Américas	470	0,60	0,50-0,69
Ásia	428	0,57	0,40-0,69

Fonte: de Reyes et al. 1992, apud Brown, 1997.

4.3. ESTUDO DE CASO

4.3.1. PROJETOS SEQUESTRO DE CARBONO DA SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM (SPVS) EM PARCERIA COM A THE NATURE CONSERVANCY (TNC).

4.3.1.1. PROJETOS DE AÇÃO CONTRA O AQUECIMENTO GLOBAL EM GUARAQUEÇABA (PR).

Trata-se de um projeto-piloto florestal do tipo conservacionista, na qual estão envolvidas as organizações não-governamentais ambientalistas SPVS, TNC e empresas privadas. O projeto, localizado em uma Área de Proteção Ambiental (APA) em Guaraqueçaba (PR), apresenta

dois objetivos: a geração de créditos de carbono e a conservação ecológica. As atividades de MDL florestal envolvem o reflorestamento, restauração de áreas degradadas pela pastagem e a proteção de remanescentes florestais do Bioma da Mata Atlântica. Estima-se que em 40 anos serão fixados aproximadamente um milhão de toneladas de carbono. O projeto também aborda o controle do vazamento (*lakaege*) através da adoção de técnicas melhoradas criação do gado, assim como um promove atividades socioambientalmente sustentáveis para agricultores próximos à reserva do projeto na APA (Chang, 2004).

Segundo Tiepolo *et al.* (2002) o projeto teve início em 2000 e abrange uma área de 7.000 ha. A metodologia de monitoramento empregada para a estimativa de estoque de carbono consistiu na elaboração de mapas de uso do solo e da vegetação, indicando os diferentes estágios de sucessão. Estratifcando as amostras para o inventário de carbono auxilia tornar as estimativas mais precisas. Dos 12 tipos florestais identificados, apenas 6 classes de floresta consideradas vulneráveis foram utilizadas para este inventário (Floresta Submontana, Floresta de Terras baixas, Florestas inundáveis, Florestas secundárias com sucessão avançada, Florestas secundárias com sucessão intermediária e capoeiras). A metodologia empregada para o inventário de carbono foi desenvolvida e adaptada em conjunto com a *Winrock International*. Antes de iniciar a instalação das parcelas, foi criado um plano de inventário de carbono e de monitoramento específico para o projeto e uma equipe foi treinada. Posteriormente foram instaladas 188 parcelas permanentes, distribuídas nas tipologias florestais selecionadas. Em cada parcela foram mensurados o DAP (diâmetro na altura do peito) das árvores e os dados organizados em classes de DAP, onde foram consideradas árvores com DAP > 5 cm. Com auxílio da amostragem destrutiva indireta as equações alométricas foram ajustadas. Como resultados preliminares de estimativa de estoque de carbono de biomassa viva acima do solo o estudo obteve para Floresta submontana: 135.9 t C ha⁻¹; Florestas de terras baixas: 106.8 t C ha⁻¹; Florestas inundáveis: 64.12 t C ha⁻¹; Floresta secundária com sucessão avançada: 106.1 t C ha⁻¹; Floresta secundária com sucessão intermediária: 101.96 t C ha⁻¹ e capoeira: 42.89 t C ha⁻¹.

GLOSSÁRIO

RESERVATÓRIOS DE CARBONO: Define-se reservatório de carbono como um sistema que tem a capacidade de armazenar e trocar carbono com a atmosfera. O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) elaborou guias de boas práticas para estimar as emissões e captura de gases do efeito estufa. A versão mais recente, IPCC 2006 - Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories apresenta no volume 4 diretrizes para a Agricultura, Silvicultura e outros usos da Terra. Neste documento estão descritos os reservatórios de carbono existentes em cada categoria: Biomassa viva acima do solo (parte aérea da planta), biomassa viva abaixo do solo (raízes), madeira morta, serapilheira e solo (Figura 4.1).

RESERVATÓRIO DE CARBONO

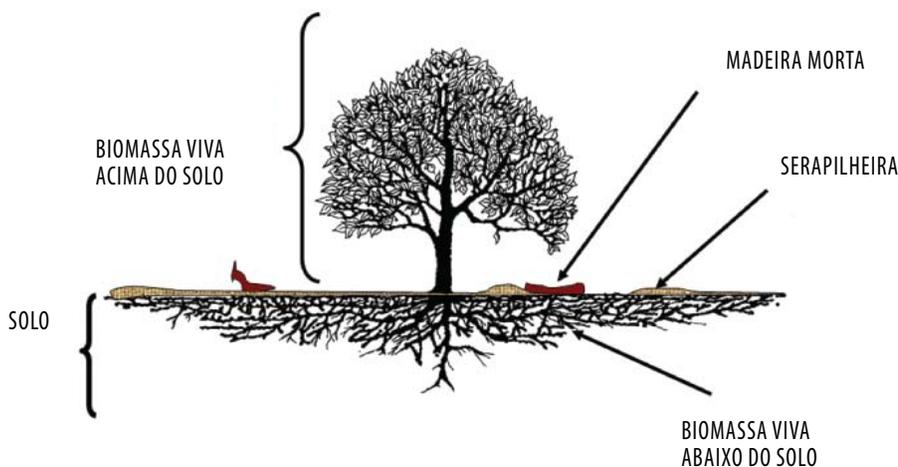


Figura 4.1: Ilustração dos reservatórios de carbono em uma área degradada e restaurada com o plantio de essências nativas.

BIOMASSA: Brown (1997) define Biomassa como a quantidade de material orgânico vivo acima do solo proveniente das árvores, que é expresso como matéria seca em tonelada por unidade de área. Já Sanquetta (2002) explica que a biomassa é matéria de origem biológica, viva ou morta, animal ou vegetal. O termo biomassa florestal pode significar toda a biomassa existente na floresta ou apenas a fração arbórea da mesma. Para os casos de plantios de essências nativas, o Guia de boas práticas do IPCC (2006) recomenda estimar as mudanças de estoque de carbono para os reservatórios de biomassa, serapilheira e solo e apresenta metodologias para estimação de estoques de carbono na Biomassa viva acima do solo, da biomassa viva abaixo do

solo, madeira morta, serapilheira, e solo. Entretanto, neste documento será abordada a quantificação e monitoramento da biomassa viva acima do solo, ou seja, a parte aérea das plantas, por ser o reservatório mais importante.

ADICIONALIDADE: Para que um projeto seja elegível ao MDL florestal, é necessário que na ausência do reflorestamento, a quantidade dos gases do efeito estufa removido da atmosfera seja superior à soma das mudanças no estoque de carbono nos reservatórios (Couto & Potomari, 2006).

LINHA DE BASE: é a soma das mudanças nos estoques de carbono nos reservatórios dentro dos limites do projeto que teriam ocorrido na ausência das atividades do projeto. (UNFCCC, 2005). Segundo Martins (2004), a linha de base serve de referência para a contabilidade dos fluxos de carbono, que na prática implica na construção de um cenário baseado em dados históricos, que representa como seria a situação se o projeto não fosse implantado. Consta no documento da UNFCCC (2005), que uma vez determinada a linha de base, de acordo com as metodologias sugeridas neste documento, não será necessário o seu monitoramento.

VAZAMENTO (LAKAEGE): é o aumento das emissões por fontes de gases do efeito estufa fora dos limites do projeto que são mensuráveis e atribuídas às atividades de florestamento/reflorestamento (UNFCCC, 2005), como por exemplo o uso de maquinário e o deslocamento de mão de obra durante a implantação do projeto.

5.

METODOLOGIA DE RESTAURAÇÃO PARA FINS DE APROVEITAMENTO ECONÔMICO (RESERVA LEGAL E ÁREAS AGRÍCOLAS)

Gabriele Marina Preiskorn, Dária Pimenta, Nino Tavares Amazonas,

André Gustavo Nave, Sergius Gandolfi, Ricardo Ribeiro Rodrigues,

Andreza Bellotto, Maria Carolina de Souza Cunha

5.1. INTRODUÇÃO

É fato que a Mata Atlântica abrange 17 estados brasileiros com intensa atividade econômica e onde vivem 70% da população brasileira. A história brasileira está ligada à Mata Atlântica e conseqüência disso foi a redução desse patrimônio em 90% do seu tamanho original, acarretando em verdadeiras ilhas de florestas isoladas. A proteção dos fragmentos florestais remanescentes e a restauração da conectividade física e ecológica entre essas áreas são fundamentais para a reversão desse quadro (Siqueira & Mesquita, 2007).

Os fragmentos florestais desempenham importante função de mantenedores da biodiversidade existente na região afetada e devem ser considerados como elementos-chave no planejamento de conservação ambiental. A biodiversidade ainda existente no local dependerá do tempo de isolamento e da fragmentação, da distância entre fragmentos adjacentes e do grau de conectividade entre eles (Saunders *et al.*, 1991).

Conservar, restaurar e conectar esses fragmentos constitui no atual desafio, uma vez que a maioria dos remanescentes se encontra em propriedades privadas. Esses fragmentos já desempenham papel de grande importância na conservação da biodiversidade remanescente, mesmo em regiões muito fragmentadas (Rodrigues & Bononi, 2008), mas podem exercer papel ainda mais destacado de detentores da biodiversidade, se forem adequadamente protegidos e recuperados, com ações de manejo de espécies superabundantes, de enriquecimento de espécies, considerando aspectos florísticos, genéticos, de disponibilização de recurso e de formas de vida (Rodrigues *et al.*, 2009). Segundo Siqueira & Mesquita (2007) é necessário motivar pequenos, médios e grandes proprietários rurais a não só recuperarem e protegerem as matas que ainda restam nas propriedades, mas também recompor com espécies nativas as Áreas de

Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RL), formando assim corredores que permitam a reconexão entre os fragmentos isolados.

A restauração florestal poderá contribuir consideravelmente para a redução do ritmo de aumento dos gases causadores do efeito estufa, possibilitando outros benefícios, como a conservação dos solos e da biodiversidade. É vantajoso que esta ação esteja associada a alternativas econômicas, para garantir a qualidade de vida das populações das regiões florestais (Gama, 2000).

O presente texto apresenta uma proposta metodológica de restauração visando ao aproveitamento econômico através da produção de madeira, de frutíferas nativas, de medicinais e da produção de mel, usando espécies vegetais nativas, com foco na recuperação da Reserva Legal. Logicamente o modelo pode ser implantado também em área agrícola, alterando o uso agrícola de algumas situações da propriedade rural para um uso florestal. Vale destacar que o Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP) propõe a implantação desse método de restauração com aproveitamento econômico em áreas de baixa aptidão agrícola, como áreas de declividade acentuada, de afloramento rochoso, etc., que já foram degradadas no passado e hoje estão ocupadas com algum tipo de atividade de produção, principalmente pastagem, mas que em função das características do ambiente, não são sustentáveis economicamente.

O LERF não propõe o uso desse método em áreas ocupadas com remanescentes florestais no domínio da Mata Atlântica, por entender que dada a elevada degradação desse ambiente os remanescentes florestais devem, nesse momento do conhecimento científico, exercer apenas o papel de conservação da biodiversidade remanescente, inclusive propondo a potencialização desse papel com ações de restauração desses fragmentos (Rodrigues *et al.* 2009). Pode ser que no futuro, quando houver sido elucidado cientificamente o impacto desse manejo na conservação da biodiversidade, através de projetos pilotos devidamente monitorados, o LERF proponha o uso desses fragmentos florestais da Mata Atlântica, para atividades também de produção, além da conservação da biodiversidade.

5.2. LEGISLAÇÃO

Com o intuito de proteger as áreas florestadas foi instituído em 1965 o Código Florestal, promulgado pela lei 4.771, no qual foram estabelecidos os conceitos de Área de Preservação Permanente, com seus respectivos limites, e a Reserva Legal. Através das décadas outras Leis

e Resoluções foram elaboradas, apurando artigos do Código Florestal, até que finalmente a Medida Provisória 2166-67 de 24 de agosto de 2001 explicita, pela primeira vez, a definição de Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal (Manfrinato, 2005).

A Medida Provisória 2166-67 determina que a Reserva Legal (RL) não se sobrepõe às Áreas de Preservação Permanente, e que para a Mata atlântica o percentual é de 20% variando para outros biomas. Ela é destinada ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas. A recomposição vegetal da Reserva Legal é obrigatória em um prazo de 30 anos.

Para o estado de São Paulo, a fim de estimular o proprietário rural na recuperação das áreas da Reserva Legal destituídas de vegetação nativa, legislações específicas foram publicadas nos últimos anos. O recente Decreto n.º 53.939, de 6 de janeiro de 2009, por exemplo, dispõe sobre a manutenção, recomposição, condução da regeneração natural, compensação e composição da área de Reserva Legal de imóveis rurais no Estado de São Paulo. Nos Artigos 6º e 7º o decreto indica que:

“Artigo 6º: *Para a recomposição da Reserva Legal no próprio imóvel deverá ser observado o que segue:*

I - a recomposição poderá ser executada por meio do plantio de mudas, pela condução da regeneração natural ou pela adoção de técnicas que combinem as duas metodologias, mediante projeto técnico a ser aprovado pelo Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais - DEPRN;

II - a definição da metodologia a ser adotada para a recomposição da Reserva Legal deverá ser embasada em recomendações técnicas adequadas para as diferentes situações, podendo ser contemplados diferentes métodos, tais como nucleação, semeadura direta e manejo da regeneração natural;

III - o plantio de mudas para fins de recomposição da Reserva Legal, tanto aquele a ser realizado em área total como aquele a ser realizado para enriquecimento, deverá utilizar espécies nativas de ocorrência regional, admitindo-se o uso temporário de espécies exóticas como pioneiras intercaladas com espécies arbóreas nativas ou Sistemas Agroflorestais (SAF), desde que observadas as condições estabelecidas no artigo 7º deste decreto;

Artigo 7º: *O plantio de espécies arbóreas exóticas intercaladas com espécies arbóreas nativas ou de Sistemas Agroflorestais (SAF) para a recuperação de Reservas Legais, previsto no inciso III do artigo 6º deste decreto, fica condicionado à observação dos seguintes princípios e diretrizes:*

I - densidade de plantio de espécies arbóreas: entre 600 (seiscentos) e 1.700 (mil e setecentos) indivíduos por hectare;

II - percentual máximo de espécies arbóreas exóticas: metade das espécies;

III - número máximo de indivíduos de espécies arbóreas exóticas: metade dos indivíduos ou a ocupação de metade da área;

IV - número mínimo de espécies arbóreas nativas: 50 (cinquenta) espécies arbóreas de ocorrência regional, sendo pelo menos 10 (dez) zoocóricas, devendo estas últimas representar 50% (cinquenta por cento) dos indivíduos;

V - manutenção de cobertura permanente do solo;

VI - permissão de manejo com uso restrito de insumos agroquímicos;

VII - não-utilização de espécie-problema ou espécie-competidora;

VIII - controle de gramíneas que exerçam competição com as árvores e dificultem a regeneração natural de espécies nativas.

§ 1º - O proprietário ou o titular responsável pela exploração do imóvel, que optar por recompor a Reserva Legal por meio de plantio de espécies arbóreas nativas de ocorrência regional intercaladas com espécies arbóreas exóticas, terá direito à sua exploração.

§ 2º - Não poderá haver o replantio de espécies arbóreas exóticas na Reserva Legal uma vez findo o ciclo de produção do plantio inicial, exceto no caso de pequenas propriedades."

Além das Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal, existe na propriedade rural, a própria Área Agrícola, na qual não existem restrições legais, exceto os cuidados com a conservação do solo, podendo o produtor fazer uso dessa área. Entretanto, caso opte por alguma supressão da vegetação nativa, o órgão ambiental responsável autorizará esse ato apenas se for comprovado que a propriedade já tenha averbado a Reserva Legal.

5.3. METODOLOGIA DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL DA RESERVA LEGAL (RL) E DAS ÁREAS AGRÍCOLAS (AA.), INCORPORANDO A POSSIBILIDADE DE APROVEITAMENTO ECONÔMICO ATRAVÉS DE EXPLORAÇÃO DE ESPÉCIES MADEIREIRAS, MEDICINAIS, FRUTÍFERAS NATIVAS E MELÍFERAS.

O modelo de restauração e aproveitamento da Reserva Legal e Área Agrícola apresentado neste texto é muito recente e foi concebido como fruto de uma grande reflexão científica e prática de vários colaboradores do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP). Participaram dessa discussão diferentes profissionais, a maioria envolvida em atividades de pesquisa, ensino e extensão com restauração florestal de áreas degradadas, vários deles autores desse capítulo.

Para o aproveitamento madeireiro, com base no levantamento bibliográfico, foram selecionadas espécies arbóreas que apresentam possibilidade de aproveitamento econômico da madeira ao longo do tempo, respeitando o princípio da sucessão ecológica. As espécies foram classificadas em quatro categorias:

1) Madeira Inicial: tem como principal função ecológica ocupar rapidamente a área em processo de recuperação, reduzindo as atividades de manutenção e criando as condições adequadas das demais categorias. Essas espécies são de crescimento rápido e boa cobertura do solo, de ciclo curto de vida. São características das fases iniciais de sucessão e devido à baixa densidade da madeira, tem um valor comercial para uso em caixotaria e para carvão depois de 10 a 15 anos pós-plantio. Apesar do baixo valor da unidade métrica, pode trazer retorno interessante, devido ao grande volume de exploração em curto espaço de tempo.

2) Madeira Média: são espécies intermediárias da sucessão secundária. O desenvolvimento desse grupo é moderado, ou seja, de crescimento um pouco mais lento e de ciclo de vida mais longo que as primeiras. Consegue se desenvolver a meia luz, tem densidade de madeira muito variável, inclusive ao longo do ciclo de vida, mas com bom valor econômico para uso em serraria e carpintaria rústica após 20 anos do início do plantio.

3) Madeira Final: São espécies típicas das etapas finais da sucessão florestal, características da floresta madura, que geralmente apresentam crescimento lento. Resistem ao sombreamento, a densidade da madeira é alta e possuem ciclo de vida longo. Nesse grupo está a maioria das espécies conhecidas como “Madeira de Lei”. Por suas características tem elevado valor econômico, com uso mais nobre em marcenaria e carpintaria. O corte desse grupo ocorre com 40 anos pós-plantio, quando os indivíduos atingem o diâmetro adequado.

4) Madeira Complementar: São espécies que apresentam rápido crescimento e boa cobertura do solo. Essas espécies serão plantadas nas linhas de Madeira Final, intercaladas com as espécies das etapas finais de sucessão florestal. O objetivo é fornecer sombra às espécies da mesma linha e das linhas adjacentes.

A **Tabela 5.1** apresenta um exemplo de lista das espécies que foram selecionadas para o plantio comercial, visando ao aproveitamento econômico da madeira, com ênfase na Floresta Estacional Semidecidual do Estado de São Paulo. Todas essas espécies são nativas de ocorrência regional e foram selecionadas também considerando a possibilidade de oferecer outros aproveitamentos econômicos, além do madeireiro, como espécies medicinais, melíferas e frutíferas nativas.

Tabela 5.1: Lista de espécies usadas na presente proposta, considerando que a região onde foi implantado o projeto tem ocorrência da Floresta Estacional Semidecidual. Campinas, SP.

NOME POPULAR	NOME CIENTÍFICO	P/D*
MADEIRA INICIAL		
Açoita-cavalo	<i>Luehea divaricata</i>	P
Açoita-cavalo-miúdo	<i>Luehea divaricata</i>	P
Algodoeiro	<i>Heliocarpus americanus</i>	P
Amarelinho	<i>Terminalia Brasiliensis</i>	P
Aroeira-pimenteira	<i>Schinus terebinthifolius</i>	P
Aroeira-salsa	<i>Schinus molle</i>	P
Canafístula	<i>Peltophorum dubium</i>	P
Capixingui	<i>Croton floribundus</i>	P
Monjoleiro	<i>Acacia polyphylla</i>	P
Mutambo	<i>Guazuma ulmifolia</i>	P
Pau-cigarra	<i>Senna multijuga</i>	P
Pau-jacaré	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	P
Pau-jangada	<i>Heliocarpus americanus</i>	P
Pau-viola	<i>Cytharexylum myrianthum</i>	P
Saguaraji-vermelho	<i>Colubrina glandulosa</i>	P
Tapiá	<i>Alchornea glandulosa</i>	P
Angico-branco	<i>Anadenanthera colubrina</i>	P
Araçá	<i>Psidium araca</i>	P
Araçazinho-do-campo	<i>Psidium cattleianum</i>	P
Cambará	<i>Gochnatia polymorpha</i>	P
Capororoca	<i>Rapanea guianensis</i>	P
Cereja-do-rio-grande (Uvaia)	<i>Eugenia pyriformis</i>	P
Escova-de-macaco	<i>Apeiba tibourbou</i>	P
Ingá-do-brejo	<i>Inga uruguensis</i>	P
Mamica-de-porca	<i>Zanthoxylum hyemale</i>	P
Quaresmeira	<i>Tibouchina granulosa</i>	P
Saguaraji	<i>Colubrina glandulosa</i>	P
Tamanqueiro	<i>Aegiphila sellowiana</i>	P
Tapiá	<i>Alchornea triplinervia</i>	P
MADEIRA MÉDIA		
Aguai/ Guatambu-de-sapo	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	D
Angico-vermelho	<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	D
Araribá	<i>Centrolobium tomentosum</i>	D
Alecrim-de-Campinas	<i>Holocalyx balansaei</i>	D
Breu	<i>Protium heptaphyllum</i>	D
Cafézinho	<i>Maytenus robusta</i>	D
Canela	<i>Nectandra megapotamica</i>	D
Capitão	<i>Terminalia argentea</i>	D
Cedro-do-brejo	<i>Cedrela odorata</i>	D
Embira-de-sapo	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	D
Espinheira Santa	<i>Maytenus ilicifolia</i>	D

NOME POPULAR	NOME CIENTÍFICO	P/D*
MADEIRA MÉDIA		
Guajuvira	<i>Patagonula americana</i>	D
Guanandi	<i>Calophyllum brasiliensis</i>	D
Guaritá/ Aroeira-paulista	<i>Astronium graveolens</i>	D
Ingá	<i>Inga laurina</i>	D
Ipê-amarelo	<i>Tabebuia chrysotricha</i>	D
Ipê-felpudo	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	D
Ipê-roxo-da-mata	<i>Tabebuia avellanadae</i>	D
Louro-pardo	<i>Cordia trichotoma</i>	D
Mamica-de-porca	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	D
Pau-d'álho	<i>Gallesia integrifolia</i>	D
Pau-marfim	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	D
Peito-de-pombo	<i>Tapirira marchandii</i>	D
Pesego-do-mato	<i>Hexachlamys edulis</i>	D
Peroba-poca	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	D
Pessegueiro-bravo	<i>Prunus myrtifolia</i>	D
Sapuva	<i>Machaerium stipitatum</i>	D
Tamboril / Timburi/ Orelha-de-negro	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	D
Uvaia	<i>Eugenia pyriformis</i>	D
MADEIRA FINAL		
Aroeira-verdadeira	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	D
Cabreúva-brava	<i>Myroxylon peruiferum</i>	D
Cabreúva-vermelha / Óleo-de-Bálsamo	<i>Myroxylon peruiferum</i>	D
Canela-de-sassafrás	<i>Ocotea odorifera</i>	D
Canjerana	<i>Cabralea canjerana</i>	D
Cedro-rosa	<i>Cedrela fissilis</i>	D
Copaíba	<i>Copaifera langsdorffii</i>	D
Guarantã	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	D
Guatambu-amarelo	<i>Aspidosperma subincanum</i>	D
Ipê-amarelo	<i>Tabebuia serratifolia</i>	D
Ipê-roxo	<i>Tabebuia impetiginosa</i>	D
Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i>	D
Jequitibá-branco	<i>Cariniana estrellensis</i>	D
Jequitiba-rosa	<i>Cariniana legalis</i>	D
Peroba-rosa	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	D
MADEIRA COMPLEMENTAR		
Babosa-branca	<i>Cordia superba</i>	P
Capitão	<i>Gochnatia polymorpha</i>	P
Capororoca	<i>Rapanea umbellata</i>	P
Coração-de-negro	<i>Poecilanthe parviflora</i>	D
Crindiúva/ Periquiteira	<i>Trema micrantha</i>	P
Embaúba	<i>Cecropia pachystachya</i>	D
Embaúba-vermelha	<i>Cecropia glaziovii</i>	D

NOME POPULAR	NOME CIENTÍFICO	P/D*
MADEIRA COMPLEMENTAR		
Figueira-branca	<i>Ficus guaranitica</i>	D
Figueira-do-brejo	<i>Ficus insipida</i>	P
Guabiroba	<i>Campomanesia pubescens</i>	P
Guaçatonga	<i>Casearia sylvestris</i>	P
Imbiruçu	<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	D
Ingá-banana	<i>Ingá uruguensis</i>	D
Ingá-feijão	<i>Inga edulis</i>	P
Jaracatiá	<i>Jacaratia spinosa</i>	D
Jerivá	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	D
Lixeira	<i>Aloysia virgata</i>	P
Mulungu	<i>Erithryna speciosa</i>	P
Paineira	<i>Chorisia speciosa</i>	P
Pata-de-vaca-de-espinho	<i>Bauhinia forficata</i>	P
Pessegueiro-do-mato	<i>Eugenia edulis</i>	P
Pitanga	<i>Eugenia uniflora</i>	D
Sangra-d'água	<i>Croton urucurana</i>	P
Tarumã	<i>Vitex polygama</i>	P
Uvaia	<i>Eugenia uvalha</i>	P

* P/D: Preenchimento/Diversidade

O espaçamento de plantio do modelo proposto é de 3 x 2 m e tanto o plantio como a exploração é feita em linhas com baixo impacto. Respeitando o espaçamento indicado, serão plantados 1.660 indivíduos por hectare.

O modelo também considera na combinação das espécies plantadas no campo o grupo funcional da espécie na sucessão ecológica. Assim, as linhas de espécies de rápido crescimento e boa cobertura (linhas de preenchimento) são intercaladas com as espécies que não tem boa cobertura, que são as espécies de grupos intermediários e finais da sucessão (linhas de diversidade). Essas linhas são planejadas com a mais elevada diversidade possível que aumentam as possibilidades de sucesso da restauração. Cabe ressaltar, que as espécies de preenchimento tendem ter uma sobrevida curta (15 a 25 anos) (**Tabela 5.2**).

A metodologia proposta para a Reserva Legal prevê uma retirada máxima de 25 % da área coberta com a floresta implantada, visando manter a área coberta com pelo menos 75 % de indivíduos arbóreos plantados nas diferentes linhas, respeitando a legislação vigente para Reserva Legal. Já para as áreas agrícolas, a extração de madeira poderá ser mais drástica, até 50 % dos indivíduos plantados, uma vez que isso dependerá apenas de uma decisão técnica ou econômica dos proprietários.

Tabela 5.2: Quadro-resumo do descritivo da metodologia, conforme características dos grupos de madeiras supracitados.

CATEGORIAS	GRUPO FUNCIONAL	CARACTERÍSTICA	VALOR ECONÔMICO	TEMPO PARA EXPLORAÇÃO
MADEIRA INICIAL	Preenchimento	Crescimento rápido; boa cobertura do solo, ciclo curto de vida, madeira de baixa densidade	Caixotaria, carvoaria	10 a 15 anos pós-plantio
MADEIRA MÉDIA	Diversidade	Crescimento mais lento e ciclo de vida mais longo que a madeira inicial; desenvolvimento à meia luz; densidade de madeira variável	Serraria, carpintaria rústica	20 anos pós-plantio
MADEIRA FINAL	Diversidade	Crescimento lento; espécies típicas de floresta madura; "madeira de lei"	Marcenaria, carpintaria	40 anos pós-plantio

Cabe ressaltar, como se trata de exploração de espécies nativas, mesmo que plantadas, a exploração dependerá de aprovação prévia dos órgãos licenciadores, tanto para a Área Agrícola, como para a Reserva Legal.

5.3.1. DESCRIÇÃO DETALHADA DA METODOLOGIA

Segue adiante, uma descrição detalhada do Programa de restauração da Reserva Legal e da Área Agrícola e da possibilidade de exploração madeireira, considerando desde o início de plantio (Tempo zero) até a idade aproximada de 85 anos pós-plantio (Tempo 85). Entretanto, salienta-se que este sistema de produção madeireira pode ser mantido indefinidamente, seguindo os ciclos de plantio e colheita propostos adiante.

O plantio no tempo zero é realizado em linhas e com o espaçamento 3 x 2 m. Na primeira linha são plantadas indivíduos das espécies dos estádios avançados de sucessão (linhas de diversidade), intercaladas com indivíduos das espécies iniciais da sucessão (linhas de preenchimento), visando o sombreamento rápido e boa cobertura da área (na lateral e na própria linha). Sendo assim, na segunda linha são plantadas espécies do estágio sucessional inicial (linha de preenchimento), imprescindíveis para o sombreamento da primeira linha e da terceira, que são constituídas por espécies de estádios intermediários da sucessão (linha diversidade). Na quarta linha são plantadas novamente linhas de espécies da sucessão ini-

cial, para o sombreamento da terceira e da quinta linha, que são constituídas de espécies finais da sucessão (Figura 5.1).

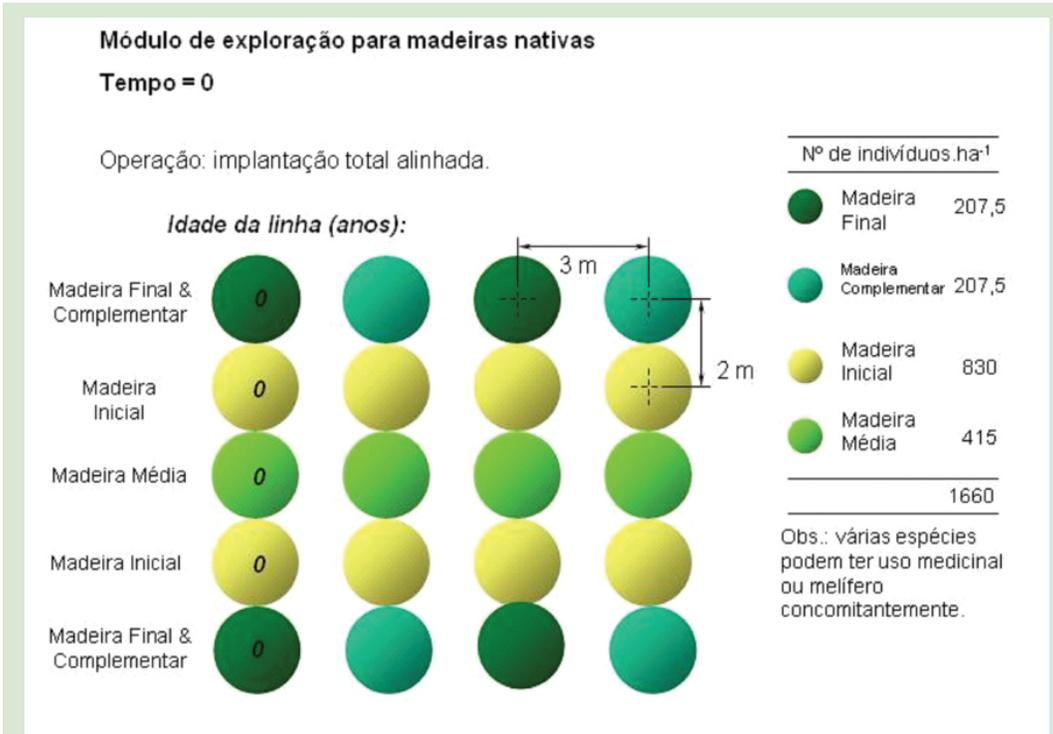
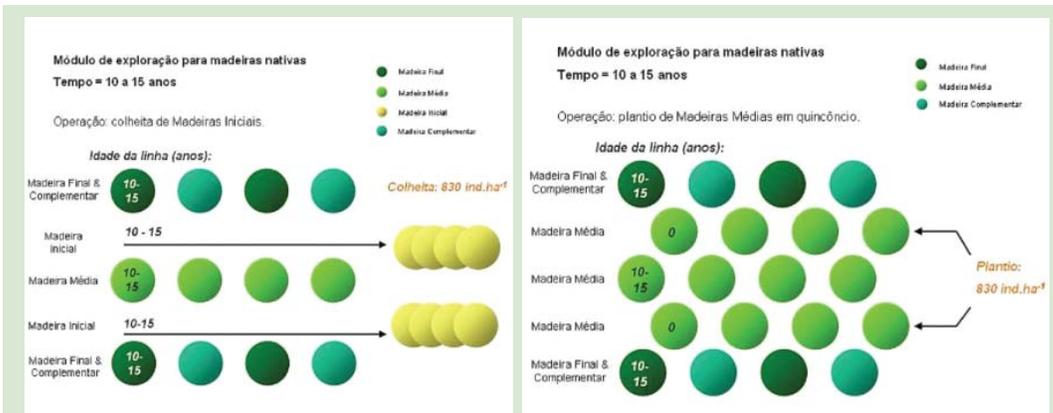


Figura 5.1: Plantio no tempo 0.

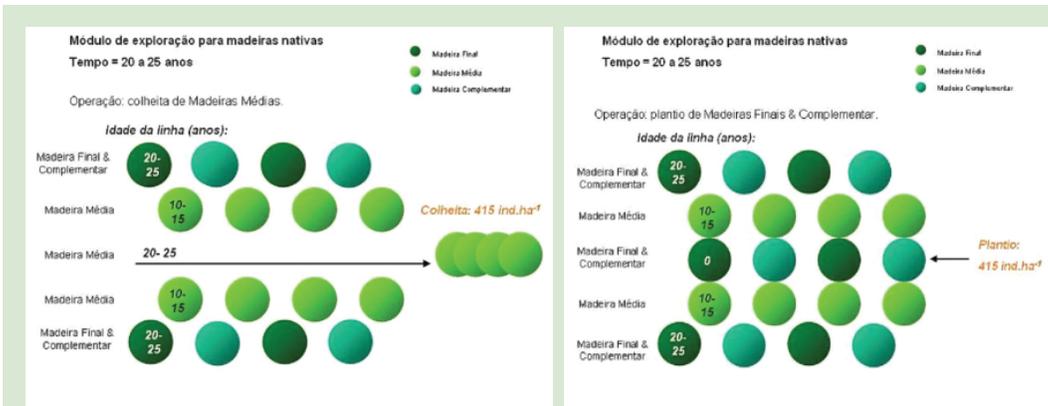
De acordo com a Figura 5.2, após 10 a 15 anos do plantio serão retiradas as linhas do grupo Madeira Inicial, da segunda e quarta fileira de cima para baixo (Figura 5.2a). Logo após a retirada das linhas desse grupo, serão introduzidas linhas de Madeira Média, cujo tempo



Figuras 5.2a e 5.2b: Plantio nos tempos 10 a 15 anos.

zero será 10 a 15 anos pós-implantação do projeto (**Figura 5.2b**). O plantio dos indivíduos nas respectivas linhas exploradas será feito no espaço entre indivíduos cortados dessa linha, para que não coincida com os tocos originados do corte anterior. As espécies do estágio sucessional final e média (primeira, terceira e quinta fileira) continuarão em desenvolvimento.

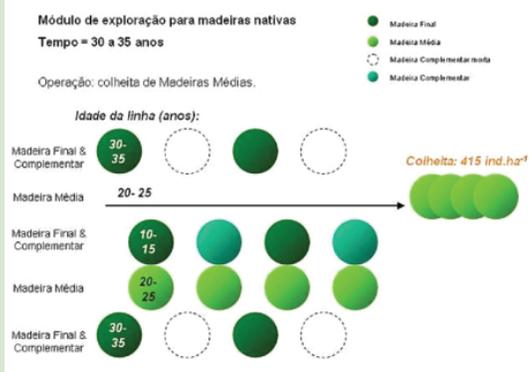
De acordo com a **Figura 5.3**, no tempo 20 a 25 anos pós-plantio são retiradas as linhas do grupo Madeira Média (terceira fileira), conforme **Figura 5.3a**. Em seguida, essa linha explorada é reposta por mudas do grupo Madeira Final & Complementar, cujo tempo zero será 20 a 25 anos após implantação do projeto (**Figura 5.3b**). As espécies das linhas Madeira Final & Complementar e Madeira Média do segundo plantio (primeira, segunda, quarta e quinta fileira) continuarão em desenvolvimento. Cabe ressaltar, que as espécies de preenchimento (Madeira Complementar), que intercalam com as espécies do estágio final de sucessão no grupo Madeira Final, tendem a morrer nessa idade.



Figuras 5.3a e 5.3b: Plantio nos tempos 20 a 25 anos.

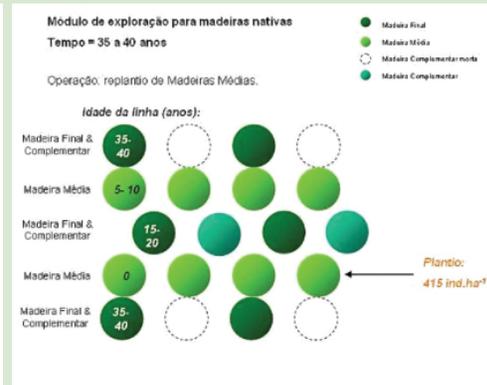
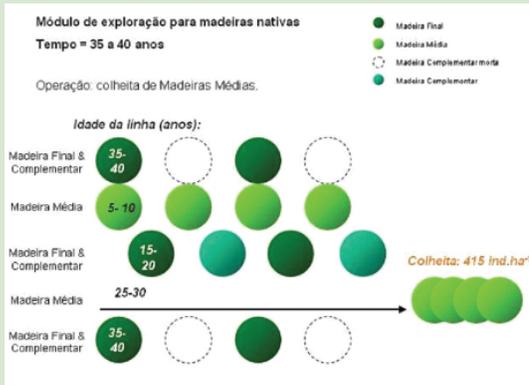
De acordo com a **Figura 5.4**, no tempo 30 a 35 anos pós-implantação do projeto serão exploradas as linhas do grupo de Madeira Média (segunda fileira), conforme apresentado na Figura 5.4a, que foi incorporada no projeto no tempo 10 a 15 anos (**Figura 5.2b**). Após exploração dessa linha, ela será reposta novamente com espécies do grupo Madeira Média, cujo tempo zero será 30 a 35 anos (**Figura 5.4b**). As espécies do estágio sucessional final e médio (primeira, terceira, quarta e quinta linha de cima para baixo) continuarão em desenvolvimento.

Ressalta-se que nas Áreas Agrícolas (ou seja, fora da Área de Preservação Permanente e Reserva Legal), aos 30 - 35 anos, a exploração das linhas de Madeiras Médias poderá ocorrer em 100 % da área deste grupo (segunda e quarta fileira), representando 50 % da área total, uma vez que poderá ser economicamente mais interessante e em função dessa possibilidade na legislação (**Figuras 5.4a e b**).



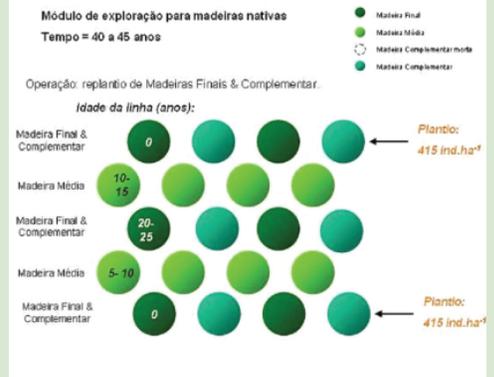
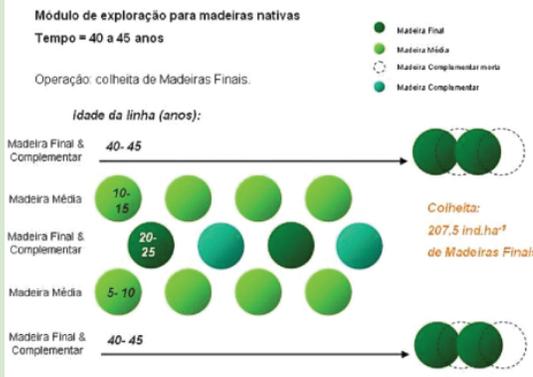
Figuras 5.4a e 5.4b: Plantio nos tempos 30 a 35 anos.

De acordo com a **Figura 5.5**, após 35 a 40 anos do plantio serão retiradas as linhas do grupo da Madeira Média, as quais estarão com 25 - 30 anos (quarta fileira), conforme apresentado na **Figura 5.5a**. Novamente essas linhas exploradas de Madeira Média, serão repostas com mudas do mesmo grupo. O tempo zero dessa linha será 35 a 40 anos após a implantação do projeto (**Figura 5.5b**). As espécies do estágio sucessional final e médio (primeira, segunda, terceira e quinta fileira) continuarão em desenvolvimento.



Figuras 5.5a e 5.5b: Plantio nos tempos 35 a 40 anos.

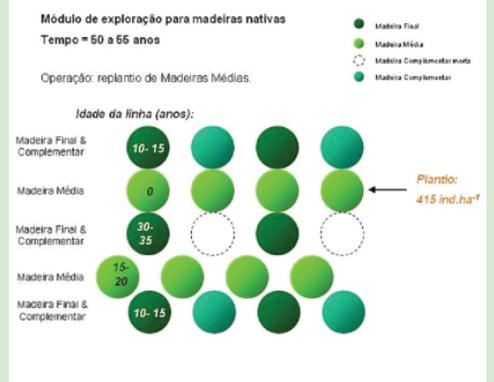
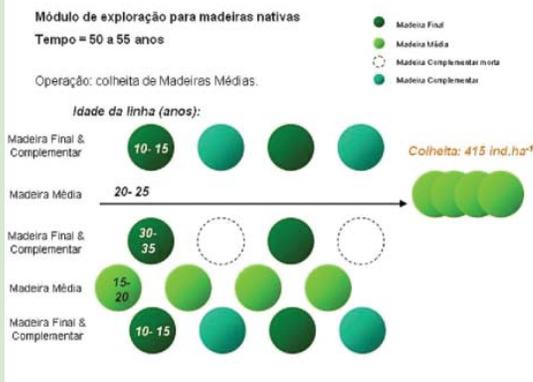
De acordo com a **Figura 5.6**, no tempo 40 a 45 anos após a implantação do projeto, serão retiradas as linhas do grupo Madeira Final, as quais foram implantadas no início do projeto (primeira e quinta fileira), conforme apresenta a **Figura 5.6a**. Essas linhas, após exploração, serão novamente repostas pelas linhas do grupo Madeira Final & Complementar (**Figura 5.6b**). O tempo zero dessa linha será de 40 a 45 anos após implantação do projeto. O plantio será feito no espaçamento entre os indivíduos que já foram exploradas. As espécies



Figuras 5.6a e 5.6b: Plantio nos tempos 40 a 45 anos.

do estágio sucessional final e médio (segunda, terceira e quarta fileira de cima para baixo) continuarão em desenvolvimento.

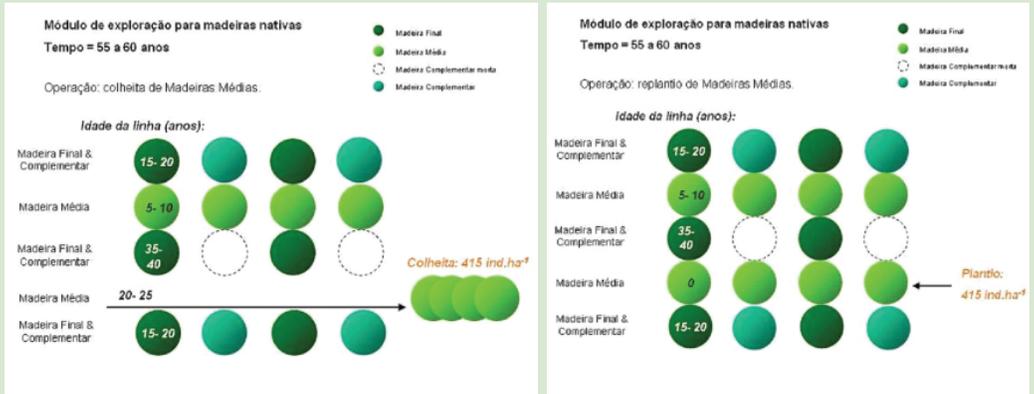
De acordo com a **Figura 5.7**, após 50 a 55 anos do plantio serão retiradas as linhas do grupo de Madeira Média, as quais estarão com 20 a 25 anos (segunda fileira), conforme apresenta a **Figura 5.7a**. Essas linhas exploradas serão repostas novamente por linhas com do grupo Madeira Média, cujo tempo zero será 50 a 55 anos após implantação do projeto (**Figura 5.7b**). As espécies do estágio sucessional final e médio (primeira, terceira, quarta e quinta fileira) continuarão em desenvolvimento.



Figuras 5.7a e 5.7b: Plantio nos tempos 50 a 55 anos.

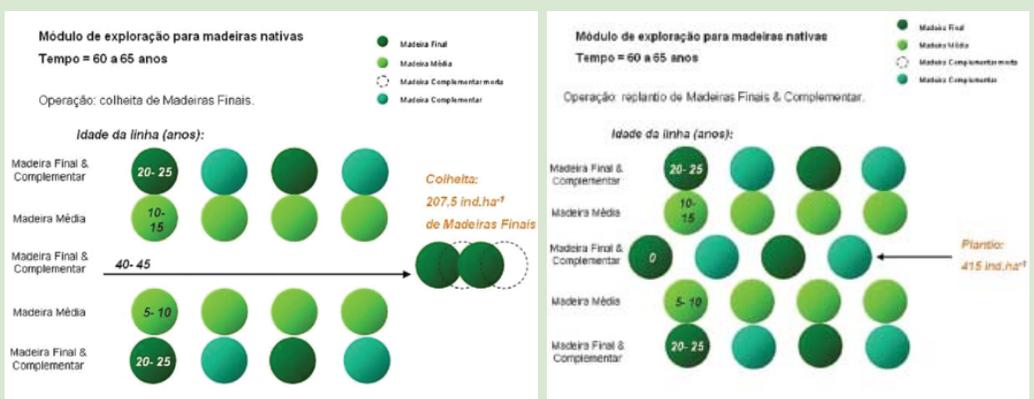
De acordo com a **Figura 5.8**, no tempo 55 a 60 anos pós plantio serão retiradas as linhas do grupo Madeira Média, as quais estarão com 20 a 25 anos (quarta fileira), conforme apresenta a **Figura 5.8a**. Essas linhas exploradas serão novamente repostas pelas linhas do grupo Madeira Média. O tempo zero dessas linhas será 55 a 60 anos após implantação do projeto (**Figura**

5.8b). As espécies do estágio sucessional final e médio (primeira, segunda, terceira e quinta fileira) continuarão em desenvolvimento.



Figuras 5.8a e 5.8b: Plantaio nos tempos 55 a 60 anos.

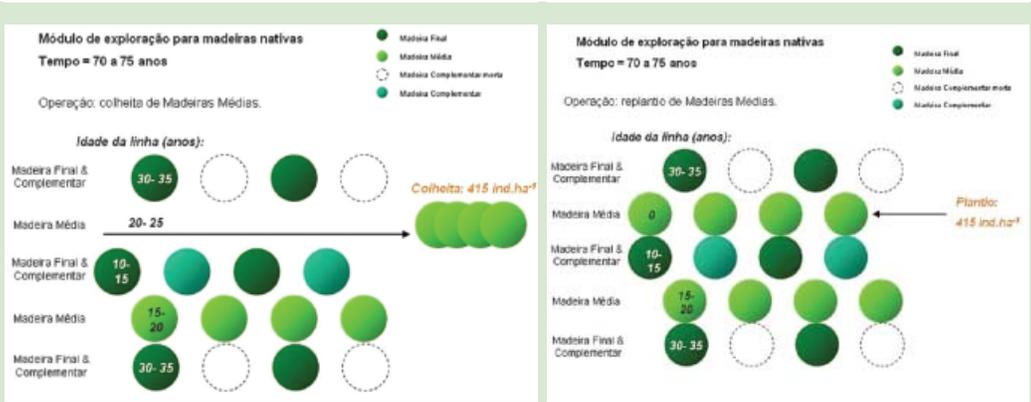
De acordo com a Figura 5.9, no tempo 60 a 65 anos após a implantação do projeto serão retiradas as linhas do grupo Madeira Final, as quais pertencem à terceira fileira e estarão com 40 a 45 anos (Figura 5.9a), ou seja, foram implantadas no tempo 25 a 30 anos (Figura 5.3b). Após exploração, essas linhas serão repostas pelo grupo da Madeira Final & Complementar, onde serão plantadas mudas de espécies finais intercaladas com mudas de espécies do grupo madeira complementar. O tempo zero dessa linha será 60 a 65 anos (Figura 5.9b). O plantio será feito no espaçamento entre os indivíduos que já foram exploradas. As espécies do estágio sucessional final e médio (primeira, segunda, quarta e quinta fileira) continuarão em desenvolvimento.



Figuras 5.9a e 5.9b: Plantaio nos tempos 60 a 65 anos

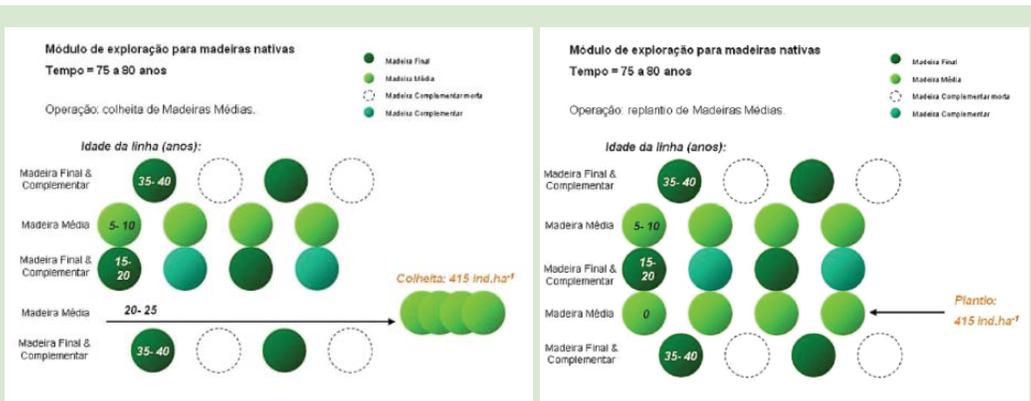
De acordo com a Figura 5.10, após 70 a 75 anos da implantação do projeto serão retiradas as linhas do grupo Madeira Média, as quais estarão com 20 a 25 anos (segunda fileira), conforme apre-

sentado na **Figura 5.10a**. Essas linhas exploradas serão novamente repostas pelas linhas do grupo Madeira Média, cujo tempo zero será 70 a 75 (**Figura 5.10b**). As espécies do estágio sucessional final e médio (primeira, terceira, quarta e quinta fileira) continuarão em desenvolvimento.



Figuras 5.10a e 5.10b: Plantio nos tempos 70 a 75 anos

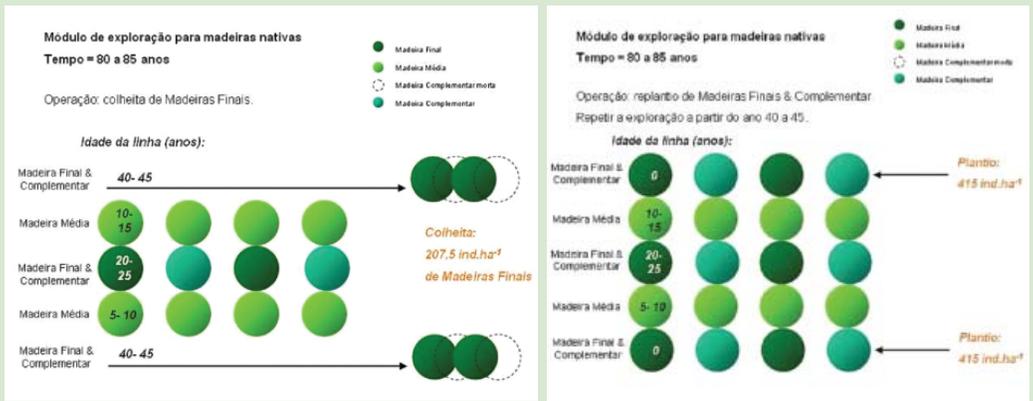
De acordo com a **Figura 5.11**, no tempo 75 a 80 anos após a implantação do projeto serão retiradas as linhas de espécies que constituem o grupo de Madeira Média, as quais estarão com 20 - 25 anos (quarta fileira), conforme apresenta a **Figura 5.11a**. Essas linhas exploradas serão repostas pelo mesmo grupo, cujo tempo zero será 75 a 80 anos (**Figura 5.11b**). As espécies do estágio sucessional final e médio (primeira, segunda, terceira e quinta fileira) continuarão em desenvolvimento.



Figuras 5.11a e 5.11b: Plantio nos tempos 75 a 80 anos

De acordo com a **Figura 5.12**, após 80 a 85 anos da implantação do projeto serão retiradas as linhas do grupo Madeira Final, as quais estarão com 40 a 45 anos (primeira e quinta fileira), conforme apresenta a **Figura 5.12a**. Após exploração, essas linhas serão repostas pelo grupo

de Madeira Final & Complementar. O tempo zero dessa linha será 80 a 85 anos após implantação do projeto (**Figura 5.12b**). As espécies do estágio sucessional final e médio (segunda, terceira e quarta fileira) continuarão em desenvolvimento.



Figuras 5.12a e 5.12b: Plantio nos tempos 80 a 85 anos

Dessa forma, a exploração econômica das áreas de Reserva Legal e Áreas Agrícolas entram num ciclo indefinido de exploração madeireira ao longo do tempo, mas que pode ser interrompido a qualquer momento, se os proprietários acharem conveniente.

Com relação ao rendimento econômico dessa metodologia, como ela ainda está em fase de implantação, com uma área de 300ha no município de Campinas, SP, os custos estão sendo detalhadamente registrados e monitorados e deverão ser disponibilizados em um futuro próximo, de forma gradual. No entanto, algumas simulações foram feitas, considerando o crescimento dessas espécies em outros projetos de restauração do LERF, de até 20 anos de idade, apresentados nesse documento (**Tabelas 5.3, 5.4 e 5.5**), apenas como incentivo para as possibilidades de aproveitamento econômico da restauração florestal, com uso de espécies nativas regionais.

A **Tabela 5.3** apresenta uma estimativa de custos de implantação e manutenção do projeto ao longo de três anos. Os custos da implantação abrangem os preços estimados das mudas (em saquinho ou tubete), os insumos e equipamentos utilizados, assim como a mão-de-obra.

A **Tabela 5.4** apresenta uma estimativa de aproveitamento econômico do projeto após 40 anos de plantio. Foi estabelecido um valor médio de preço para as madeiras inicial, média e final de R\$ 500,00, valor bastante conservador tanto no valor, quanto nas possibilidades de agregação de valor dessa madeira com certificação, com venda de madeira serrada, etc. Segundo as estimativas apresentadas na Tabela 5.2, após 40 anos terão sido exploradas 2.282 árvores. Uma estimativa conservadora leva em consideração que o crescimento das mudas em

Tabela 5.3: Estimativa de custos de implantação e manutenção de projeto de restauração florestal usando espécies nativas, num espaçamento de 3x2m, com todos os tratamentos silviculturais necessários, até dois anos pós plantio.

FASES	CUSTOS R\$ / HA
Implantação	6.920,00
Manutenção primeiro ano	1.123,00
Manutenção segundo ano	789,00
Total (1666 ind./ha)	R\$ 8.832,00 = Aprox. US\$ 3,840.00* *cotação de dólar a R\$ 2,30.

diâmetro foi de 1,5 cm ao ano. Após 40 anos serão colhidos 156,8 m³.ha⁻¹ de madeira, gerando portanto um valor de R\$ 78.400,00 ou R\$ 1.960,00 / ano (US\$ 852,00 / ano, com dólar a R\$ 2,30). Por outro lado, para uma estimativa não-conservadora foi adotado um incremento em diâmetro das mudas de 2,00 cm ao ano. Assim, ao final de 40 anos serão explorados aproximadamente 278,8 m³.ha⁻¹ de madeira, gerando assim R\$ 139.400,00 ou R\$ 3.485,00 / ano (US\$ 1.515.00,00 / ano, com dólar a R\$ 2,30) por ano.

Tabela 5.4: Estimativa de aproveitamento econômico para madeira de restauração de áreas degradadas para compensação da Reserva Legal ou mesmo de Áreas Agrícolas, como alternativa de diversificação da produção.

	Tempo (anos)	Grupo de Madeira	Quantidade explorada (ind.ha-1)	Estimativa m ³ /ha	Valor total em R\$*	Valor em R\$/ano
Estimativa conservadora (DAP 1,5 cm a.a.)	40 -45	Madeiras Inicial, Média e Final	2.282	156,8	78.400,00	1.960,00
Estimativa não-conservadora (DAP 2,0 cm a.a.)	40 -45	Madeiras Inicial, Média e Final	2.282	278,8	139.400,00	3.485,00

* Valor médio estimado das madeiras inicial, média e final de R\$ 500,00.

A **Tabela 5.5**, apresenta um resumo do Plano de Restauração Florestal para a Reserva Legal e Áreas Agrícolas quanto a exploração de madeira a cada intervalo de tempo, ao final do ciclo.

Tabela 5.5: Programa de Restauração Florestal e aproveitamento econômico da Reserva Legal e Áreas Agrícolas.

Tempo (anos)	Grupo de Madeira	Quantidade explorada (ind.ha-1)	Estimativa em m ³ /ha (DAP 1,5 cm a.a.)	Estimativa em m ³ /ha (DAP 2,0 cm a.a.)	Valor da madeira	Implantação da linha
10 - 15	Madeira Inicial	830	19,6	34,9	baixo	no início do projeto
20 - 25	Madeira Média	415	39,2	69,7	médio	no início do projeto
30 - 35	Madeira Média	415	9,8	17,4	médio	há 20-25 anos
35 - 40	Madeira Média	415	9,8	17,4	médio	há 25-30 anos
40 - 45	Madeira Final	207,5	78,4	139,4	alto	no início do projeto
50 - 55	Madeira Média	415	88,2	156,9	média	há 20-25 anos
55 - 60	Madeira Média	415	120,1	213,5	média	há 20-25 anos
60 - 65	Madeira Final	207,5	19,6	34,9	alto	há 40-45 anos
70 - 75	Madeira Média	415	245,1	435,8	médio	há 20-25 anos
75 - 80	Madeira Média	415	296,6	527,3	médio	há 20-25 anos
80 - 85	Madeira Final	207,5	78,4	139,4	alto	há 40-45 anos

**** Valor calculado considerando: Fuste = 6 metros; crescimento em DAP de 1,5 cm/ano e 2,0 cm/ano; Fator de forma = 0,7.

6.

DESCRIÇÃO DAS AÇÕES OPERACIONAIS DE RESTAURAÇÃO

André Gustavo Nave, Pedro Henrique Santin Brancalion

Emerson Coutinho, Ricardo Gomes César

Esse capítulo tem o objetivo de apresentar as atividades operacionais envolvidas no processo de restauração florestal da Mata Atlântica, baseado nas metodologias ou ações de restauração já propostas nos capítulos anteriores desse documento. Vale ressaltar que as descrições aqui presentes representam as atividades mais usadas atualmente para executar os projetos de restauração florestal.

Também é objetivo deste capítulo mostrar as várias possibilidades de se executar a mesma atividade usando tecnologias das mais simples as mais avançadas, sempre que possível comparando suas vantagens e desvantagens. Dessa forma, existem várias possibilidades de se executar a mesma atividade operacional, e logicamente a escolha da melhor forma deverá levar em função a estrutura disponível, a situação (cobertura do solo, presença de regenerantes, etc) que se pretende restaurar e as possibilidades de mecanização dessa área.

As atividades operacionais de restauração florestal estão descritas na seqüência normalmente adotada para os casos de plantio em área total ou em áreas extremamente degradadas. No entanto, situações menos degradadas possibilitarão o uso parcial das técnicas aqui apresentadas ou particularidades que também estarão descritas para cada operação. Dessa forma, técnicas de adensamento, enriquecimento, condução da regeneração natural, uso de banco de sementes, etc. estarão descritas em itens específicos. No entanto, dependendo da situação de restauração e da metodologia adotada, a ordem com que se aplicam essas atividades operacionais pode mudar para se obter resultados mais eficientes.

6.1. CONTROLE DE FORMIGAS CORTADEIRAS

Atividade primordial para o sucesso do plantio, tendo influência marcante na sobrevivência e no desenvolvimento das mudas, em função da elevada capacidade de danos associados ao ataque das formigas dos gêneros *Atta* (saúvas) e *Acromyrmex* (quenquéns).

a. Controle Químico

É realizado com iscas granuladas à base de Sulfluramida ou Fipronil, e normalmente bagaço de laranja como atrativo. Tais iscas podem ser encontradas comercialmente nas formas granulada solta e granulada acondicionada (saquinhos de 10 gramas, conhecidos como MIP's - micro porta iscas), devendo ser distribuídas pela área para que as próprias formigas as levem para dentro do formigueiro. Trata-se do método mais utilizado atualmente no combate a formigas cortadeiras em florestas, tanto comerciais como nativas plantadas, devido à facilidade de aplicação, à baixa toxicidade e, principalmente, aos bons resultados de controle obtidos com a sua aplicação.

A utilização dos MIP's apresenta um rendimento operacional maior e uma melhor ergonomia devido à forma de distribuição das iscas pela área (**Figuras 6.1 e 6.2**).



Figuras 6.1 e 6.2: Controle de formigas cortadeiras (A), distribuição de MIP's pela área (B).

As iscas são comercializadas em sacolas de 5Kg, onde se encontram os MIP's e o aplicador, sendo apenas necessário caminhar e distribuir os saquinhos de 10 gramas pela área. A aplicação das iscas a granel pode ser realizado de duas formas: a) com um equipamento costal (**Figura 6.3**), onde a operador leva uma boa quantidade de formicida que cai já na quantidade desejada através de um dosador e; b) de forma manual, onde o aplicador precisa utilizar um embornal para carregar as iscas e um dosador para separar a quantidade de isca estabelecida e colocar a mesma no chão, tendo que se abaixar para isso. Nessa segunda forma de aplicação, o rendimento cai significativamente.



Figura 6.3: Equipamento costal para aplicação de iscas a granel.

Existe também a possibilidade de aplicação de formicidas líquidos ou em pó através de fumegadores diretamente nos “olheiros” dos formigueiros (*Figura 6.4*). São muito eficientes, mas os olheiros devem ser localizados em sua totalidade, não só na área de restauração, mas em todo seu entorno.



Figura 6.4: Aplicação de formicida em pó diretamente no formigueiro.

Não deve ser realizada aplicação de formicidas em dias chuvosos e as iscas não devem ser distribuídas sobre o solo úmido. Normalmente as aplicações seguem a seguinte seqüência temporal:

a - **Controle inicial no pré-plantio:** deve ser realizado 30 dias antes do plantio e de qualquer intervenção na área, realizando a aplicação de forma sistemática (10 gramas a cada

3m x 10m) pela área e direta junto aos olheiros quanto encontrados (20 gramas por olheiro e 10 gramas por m² de terra solta em volta dos formigueiros).

b - Controle no plantio: será realizado 5 a 7 dias antes do plantio e com um repasse logo após a implantação das mudas, sendo realizado da mesma forma que o combate anterior.

c - Repasses de manutenção (pós-plantio): devem ser realizados até o segundo ano pós-plantio periodicamente para se evitar a re-infestação. A cada 15 dias, nos primeiros 2 meses, e depois a cada 2 meses. Nessa fase, o controle deve ser realizado de forma sistemática (10 gramas/10 m²), somente nas vizinhanças das mudas cortadas e próximo aos olheiros (10 gramas/olheiro).

b. Métodos de controle alternativos de formigueiros

Em função dos possíveis impactos ambientais causados pela utilização de iscas inseticidas e de restrições impostas pelos órgãos ambientais e certificadoras em alguns casos particulares, torna-se necessária a indicação de métodos alternativos de controle. Caso sejam utilizados tais métodos, atenção especial deve ser dada à verificação da eficiência de controle dos mesmos, já que essas técnicas são, geralmente, menos agressivas às formigas.

- Destruição do ninho: dentre as formigas cortadeiras, as quenquéns são as de mais fácil controle, bastando para isso localizar o ninho, desenterrá-lo (o ninho é superficial) e destruir seu interior, o qual contém uma massa branca constituída de ovos. No caso das saúvas, pode-se cavar e destruir a colônia no início de seu estabelecimento, em saúveiros com até um ano de idade.
- Injeção de gases ou de água: pode ser realizado por meio da injeção de grande volume de água, gás de cozinha ou gás de escapamento de trator nos olheiros.
- Utilização de adubação verde com potencial formicida: algumas espécies como a *Cucurbita moschata* (Aboboreira rasteira), *Sesamun indicum* (Gergelim) e *Canavalia ensiformis* (Feijão-de-Porco) são reconhecidas como potenciais controladoras de plantas invasoras e o ataque de formigas em áreas de restauração florestal. Essas espécies podem ser plantadas nas entrelinhas de plantio ou nos espaços vazios no caso de áreas com regeneração natural.
- Utilização de formicidas vegetais: pode-se citar como exemplo o uso de folhas de mamoná ou de gergelim, formicidas à base de rotenona (timbó) e a isca granulada Macex®,

a qual é produzida com extratos naturais brasileiros e polpa de maçã as quais são prejudiciais ao fungo que a formiga utiliza para se alimentar, já existindo no mercado produtos comerciais fabricados com base nessas plantas.

O uso de formicidas à base de rotenona (timbó) é permitido sob condição restrita, após autorização por escrito pelo IBD (Instituto Biodinâmico), desde que os outros métodos mencionados acima não tenham funcionado.

A Isca Granulada Macex® é composta por extratos naturais da flora brasileira e polpa de maçã. Age sobre o sistema de comunicação das formigas. A quem-quem (*Acromyrmex* sp.) e a Saúva (*Atta* sp.) param de cultivar o fungo que as alimenta, param de comer, de cuidar da cria, interrompem o seu ciclo, desestruturando o formigueiro e gerando caos social. É específico para formigas cortadeiras. Não mata abelhas, peixes, aves, mamíferos nem outros insetos (indicações da Associação de Agricultura Orgânica AAO (obtidas no site www.aao.org.br)).

6.2. CONTROLE DE COMPETIDORES

Todas as atividades têm papel importante no sucesso da restauração, mas essa em especial pode determinar o sucesso ou insucesso do projeto, inclusive influenciando diretamente nos custos de restauração.

Importante deixar claro que estamos chamando de espécies competidoras, toda e qualquer espécie que porventura venha prejudicar o desenvolvimento das espécies nativas que se queira implantar. Dessa forma, as espécies competidoras podem ser desde gramíneas exóticas agressivas, até lianas desequilibradas ou mesmo espécies arbóreas exóticas.

Para organizar melhor a apresentação deste item, iremos apresentar as formas de controle conforme a seguinte ordem: a) controle de gramíneas exóticas; b) controle de lianas em desequilíbrio; c) controle de espécies arbóreas exóticas.

6.2.1. CONTROLE DE GRAMÍNEAS EXÓTICAS

Esta atividade consiste basicamente de uma roçada que deve ser iniciada preferencialmente 15 dias antes do plantio, mas irá continuar por mais alguns tempo (geralmente 2 anos), juntamente com as atividades de manutenção da área.

As diferentes espécies de gramíneas que são encontradas nas áreas degradadas podem variar bastante em volume de massa vegetal, sendo que em muitos casos será necessário inicialmente diminuir a altura e volume dessa massa, tornando mais eficiente a aplicação de herbicida e a utilização de outros métodos de controle de competidores como a capina manual ou coroamento.

Por outro lado, muitas vezes essas gramíneas exóticas podem se encontrar num estado de baixo porte ou volume de massa vegetal seja pela espécie que se encontra no local ou até mesmo pastoreio recente. Neste caso, pode ser pulada a primeira roçada da área e ser inicialmente aplicado o herbicida ou feito a capina manual.

Vale ressaltar que nos casos onde ocorre a regeneração natural, a primeira atividade é o coroamento dos indivíduos regenerantes, facilitando a visualização desses indivíduos durante a roçagem posterior.

Algumas das possibilidades de controle de gramíneas são descritas abaixo:

a. Manual

A roçada manual é realizada com a utilização de foices com um rendimento muito baixo, sendo em média de 40 hh/ha (hora homem/hectare), deixando essa operação com um custo bastante elevado, além de exigir um grande esforço físico do trabalhador quando comparado a outros métodos (**Figura 6.5**).



Figura 6.5: Roçada manual sendo realizada por um trabalhador na Fazenda Guariroba, Campinas, SP.

b. Mecanizada

Esta atividade poderá ser realizada por um trator pequeno de 50 HP ou de maior potência equipado com roçadeira central de transmissão direta com um rendimento médio de 01 hm/ha (hora máquina / hectare) para gramíneas de médio porte (**Figura 6.6**).



Figura 6.6: Roçada mecanizada no Campus Luiz de Queiroz Esalq/USP, Piracicaba – SP.

Outras situações como áreas cobertas por Capim Elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.), Capim Colonião (*Panicum maximum* Jacq), Cana-de-açúcar, entre outros, é necessário o uso de maquinários de grande porte como um trator com pá-carregadeira (**Figura 6.7**).



Figura 6.7: Trator com pá-carregadeira removendo as touceiras de Capim Elefante para restauração florestal, Jaboticabal, SP.

c. Semi-mecanizada

Atividade realizada por um operador equipado com uma moto-roçadeira costal com um rendimento médio de 20 hh/ha (**Figura 6.8**).



Figura 6.8: Roçada semi-mecanizada no Aterro Sanitário de Santo Amaro, SP (A), e no Campus Luiz de Queiroz, Esalq/USP, Piracicaba, SP (B).

■ INCORPORAÇÃO DE RESÍDUOS (GRADAGEM)

Atividade recomendada somente quando existe um grande volume de massa vegetal na área de restauração que se acumulou durante a roçada ou limpeza da área, devendo ser evitada, pois deixa a área suscetível aos processos erosivos pela necessidade de revolvimento do solo.

Essa operação, quando necessária, visa possibilitar o maior rendimento operacional das atividades subseqüentes nas áreas onde existe volume elevado de material vegetal (**Figuras 6.9 e 6.10**). Nas situações em que essa camada não é muito espessa, deve-se promover a incorporação da palhada pela gradagem leve. Já nas situações de muita massa vegetal (restos de cana-de-açúcar, capim elefante, capim-colonião, por exemplo), recomenda-se o emprego de grade pesada ou rolo-faca, devendo-se dar tantas passadas quantas forem necessárias para a completa incorporação da palhada no solo. Esta operação deve ser realizada preferencialmente fora do período chuvoso para evitar processos erosivos.



Figura 6.9: Incorporação de resíduos com grade leve e pesada, Reservatório de São Luís em Santa Barbara, SP (A) e Floresta Estadual de Assis, SP (B).



Figuras 6.10: Incorporação de resíduos de cana-de-açúcar com o implemento rolo-faca, Quatá, SP.

■ APLICAÇÃO DE HERBICIDA

Nos locais onde é permitido o uso do herbicida para controle das gramíneas, o custo de implantação chega a ser 30% mais barato. Por esse motivo, aliado a baixa toxicidade de alguns herbicidas é que eles são usados em muitos projetos de restauração florestal.

Para o controle das gramíneas, entre os vários tipos de herbicidas existentes no mercado, é recomendado o uso de herbicida à base de *glyphosate*, que é de baixa toxicidade e rápida degradação no solo. Deve ser realizada de quinze a trinta dias após a roçada, quando o mato já tiver rebrotado e preferencialmente antes do plantio para não haver o perigo de deriva.

Para controlar a braquiária, espécie mais comum nas áreas de restauração, deve-se usar 3,5 litros/ha e, para as outras espécies invasoras, a dosagem deve ser revista conforme indicações do fabricante do herbicida. O herbicida não deve ser aplicado quando estiver ventando, para evitar deriva em indivíduos regenerantes, ou chovendo e nem receber chuva durante cerca de 5 horas após a aplicação.

Para evitar que o herbicida atinja a regeneração natural de espécies nativas, deve se fazer o coroamento desses indivíduos antes da aplicação e de preferência protegê-los durante a aplicação com tubos de PVC (**Figura 6.11**).

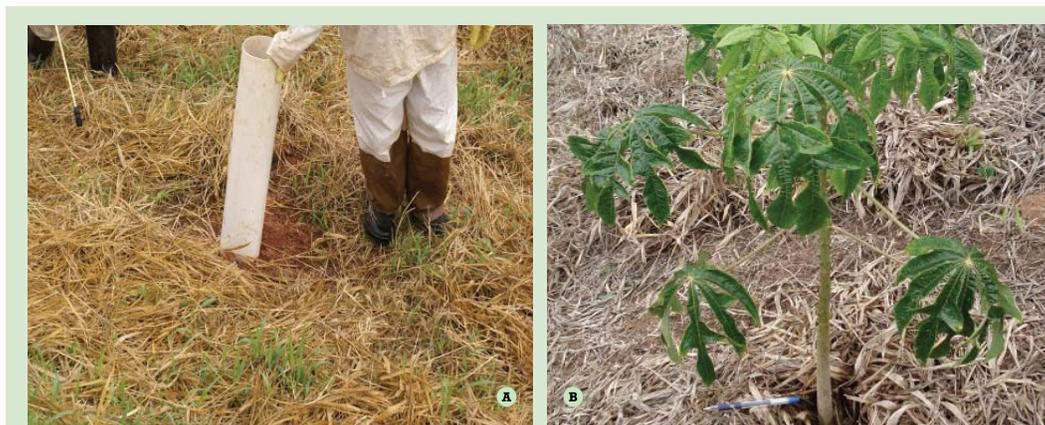


Figura 6.11: Uso de tubo de PVC para proteção da muda nativa (A) e indivíduo de espécie nativa após aplicação de herbicida no seu entorno e nas entrelinhas, Fazenda Guariroba, SP (B).

A aplicação pode ser realizada nas seguintes formas:

a. Costal

O aplicador caminha em linha reta pela área, aplicando o produto em faixas, utilizando para isso um pulverizador costal com capacidade de 20 litros (**Figura 6.12**) ou pulverizadores de ultra baixo volume. Essa modalidade de aplicação de herbicida é recomendada para áreas com restrição à aplicação mecanizada, como áreas com declive muito acentuado ou com elevada densidade de indivíduos regenerantes de espécies nativas.

Os pulverizadores de Ultra Baixo Volume (**Figura 6.13**) tem uma série de vantagens como: não necessita de caminhões-pipa para transporte de água; o herbicida é usado puro sem erros na diluição, com maior rendimento e eficácia; menor risco de deriva; resistente à chuvas num intervalo de 2 a 3 horas após a aplicação. Pesa aproximadamente 2 kg abastecido, e é movido



Figura 6.12: Aplicação de herbicida com costais, Estação Experimental de Itapetininga - IF.

com 2 pilhas alcalinas que permitem o funcionamento durante aproximadamente 45 horas.

A embalagem de 1 litro de *glyphosate* pode ser diretamente acoplada ao equipamento. Não precisa bombear. O mesmo aparelho pode ser usado com campânula ou sem, adaptando-se perfeitamente às suas necessidades. Diâmetro de aplicação 45 cm próprio para limpeza entre ruas em culturas sensíveis e diâmetro de aplicação 120 cm para limpeza de áreas que não exigem maiores cuidados. A desvantagem é que por aplicar gotículas menores que rapidamente secam nas plantas, pode aumentar o risco de sobreposição e falhas na área aplicada.

É recomendável que se use um corante diluído juntamente com o herbicida para facilitar a visualização do operário para que o herbicida não seja aplicado duas vezes no mesmo local. Neste caso, deve-se tomar cuidado para eu o tipo de corante não seja tóxico para o ambiente.



Figura 6.13: Pulverizador de Ultra Baixo Volume que aplica o herbicida puro, dispensando o uso de água.

b. Tratorizada com barra de pulverização

Esta operação consiste na aplicação do herbicida *glyphosate* em área total por meio de um pulverizador com barra ajustada a cerca de 40 cm do solo, onde estão acoplados os bicos de dispersão. Este é acoplado a um trator de 80 HP ou com maior potência. Esta atividade é recomendada para áreas planas ou pouco declivosas quando não encontramos a presença de indivíduos arbóreos regenerantes (**Figuras 6.14 e 6.15**).



Figuras 6.14: Aplicação de herbicida usando trator com barra de pulverização, Fazenda Guariroba, Campinas, SP.



Figuras 6.15: Área antes da aplicação de herbicida (A) e após 15 dias da aplicação (B) (Fazenda São João, Araras, SP).

c. Tratorizada com mangueiras de pulverização

Para a realização desta atividade utiliza-se um trator de 80 HP (ou com potência superior) e um tanque pulverizador, onde são adaptadas quatro mangueiras ou mais para a realização da pulverização. Nesse caso, é necessário um operador para o trator e quatro ajudantes que fazem

a aplicação. Esta forma de aplicação é recomendada para áreas com muita regeneração natural ou com alta declividade, onde o trator possa se deslocar e chegar até determinado ponto para soltar as mangueiras para os aplicadores (*Figura 6.16*).



Figura 6.16: Aplicação de herbicida com utilização de mangueiras, Estação Experimental de Itapetininga, SP.

■ MÉTODOS ALTERNATIVOS

Na tentativa de se usar cada vez menos produtos químicos e com custo/benefícios similares ou mais vantajosos, estão sendo testadas atualmente várias possibilidades de restauração com uso alternativo plantas nas entrelinhas e até mesmo combinações de espaçamentos e grupos funcionais diferentes. Entre eles, o uso da adubação verde na entrelinha é uma das metodologias mais promissoras.

A adubação verde consiste em cultivar espécies vegetais que possuam algumas características desejadas (tais como produção de algum fruto/semente/resina/flor/etc., capacidade de fixação de nitrogênio no solo, controle de insetos ou plantas daninhas, etc.) nas entrelinhas da cultura principal (para que esta aproveite as propriedades da adubação verde durante seu crescimento), em consórcio (sendo cortada e incorporada ao solo) ou em rotação com outras culturas (otimiza certas propriedades do solo para a próxima cultura). As vantagens da adubação verde incluem: a redução de gastos com fertilizantes, a liberação de nutrientes devido ao aumento da quantidade de matéria orgânica no solo, a qual eleva a atividade da microfauna que produz ácidos que corroem nutrientes de formações minerais e os tornam acessíveis para as plantas, a proteção do solo (diminui a variação térmica, erosão e lixiviação), diminui o teor de alumínio trocável, substância tóxica para as plantas; e melhora a capacidade de infiltração de água no solo. Essas vantagens dificilmente são reproduzidas com a mesma eficiência por produtos industriais (Calegari, 1993).

Além da competição por água, luz e nutrientes, certas espécies vegetais produzem substâncias secundárias alelopáticas que são liberadas através da lixiviação da superfície das folhas, sendo carregadas pela água da chuva e do orvalho; estes componentes químicos alelopáticos também são incorporados ao solo pela exsudação das raízes ou diretamente da biomassa vegetal por decomposição. A alelopatia dos adubos verdes apresenta maior ou menor grau de especificidade e não há relatos na bibliografia consultada de interações alelopáticas entre as espécies usadas como adubos verdes e essências florestais.

6.2.2. CONTROLE DE LIANAS (CIPÓS)

Em áreas com presença de indivíduos arbóreos regenerantes, é comum a presença de espécies de lianas em desequilíbrio, principalmente na borda de fragmentos florestais com necessidade de restauração, formando as chamadas “colunas ou mantas de cipó”. Todavia, estas espécies devem ser controladas para desinibir o desenvolvimento das outras espécies florestais. Essa atividade é realizada geralmente de forma manual com foice (**Figura 6.17**), podendo ser seguida da aplicação de herbicida (*glyphosate*) puro no local onde foi realizado o corte na base da planta. A não aplicação de herbicida acarretará em inúmeros repasses dessa atividade, uma vez que essas espécies possuem grande poder de rebrota. Nesta atividade deve-se ter especial cuidado para não se danificar a regeneração natural.



Figura 6.17: Controle de cipós em desequilíbrio com o uso de foice durante a limpeza da área (A). Após a morte dessas plantas, a execução das demais atividades de restauração é facilitada (B).

6.2.3. CONTROLE DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBOREAS EXÓTICAS

a. Corte de espécies arbóreas ou arbustivas exóticas (em área sem regeneração natural)

Esta atividade deve ser realizada quando se encontram na área espécies como eucalipto (*Eucalyptus* sp.), santa-bárbara (*Melia azedarach*), leucena (*Leucaena leucocephala*), pinus (*Pinus* sp.), ipê-de-jardim (*Tecoma stans*), entre outras (Figura 6.18). Deve-se realizar o corte de todas as espécies exóticas com utilização de moto-serra ou machado e a madeira deve ser retirada da área (podendo ser comercializada). A mesma deve ser planejada e realizada com bastante antecedência, no mínimo um mês e meio antes do início das atividades de preparo de solo, quando a madeira já deve ter sido retirada da área.



Figura 6.18: Corte de leucenas e retirada da madeira cortada em APP, Esalq/USP, Piracicaba, SP

b. Corte de espécies exóticas com baixo impacto (em área com regeneração natural)

Deve ser realizada a retirada das árvores exóticas tomando-se o cuidado de se concentrar o impacto da queda dessas árvores sobre a entrelinha que está sendo retirada, deixando que pelo menos cerca 50% da área não seja afetada com a queda (Figura 6.19).

Nos casos onde não existe interesse comercial na madeira das espécies exóticas, pode-se promover a morte em pé dos indivíduos. Isso pode ser realizado em um só momento com a morte total dos indivíduos ou parcelado com a morte de 1/3 ou 1/4 dos indivíduos por ano, até a sua totalidade. Dessa forma, dependendo da espécie, podemos obter vantagens no seu uso

CORTE BAIXO IMPACTO

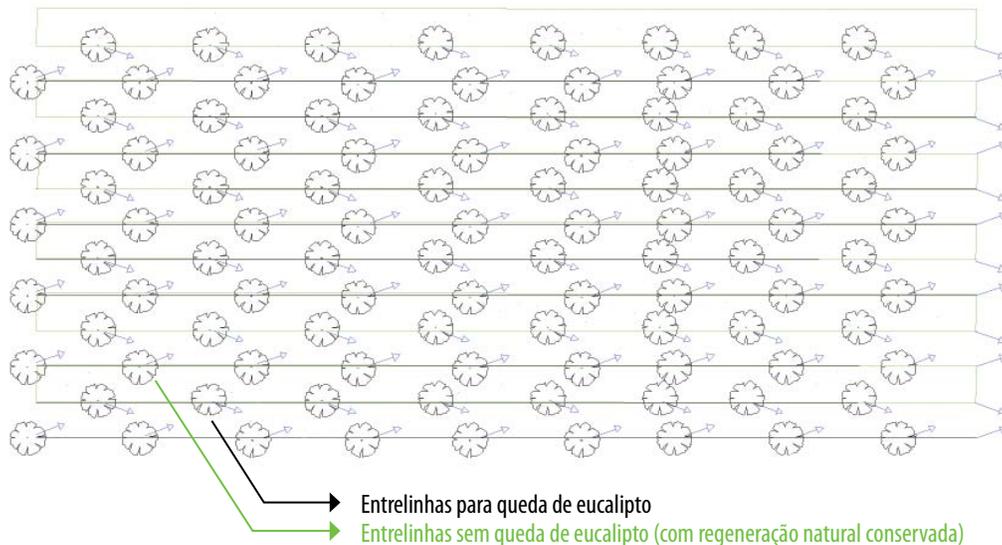


Figura 6.19: Esquema de corte de baixo impacto. As setas indicam o sentido da queda das árvores exóticas.

como pioneira temporária ou até mesmo como poleiros, incrementando a regeneração natural e colaborando no controle de espécies exóticas invasoras.

A morte dos indivíduos arbóreos exóticos pode ser realizada por anelamento mecânico ou químico com uso de herbicida *glyphosate* puro que deve ser pincelado sobre a região do floema (área de corte na casca – **Figura 6.20**).



Figura 6.20: Controle de Eucalipto em área total e aproveitamento como espécies pioneira e poleiro, Itapetininga, SP.

c. Controle químico da rebrota de espécies exóticas

Após o corte das espécies exóticas deve-se evitar que essas árvores voltem a rebrotar e dominar a área (**Figura 6.21**). Assim, instantes após o corte da árvore deve-se realizar a aplicação de herbicida (*glyphosate*) nas cepas (tocos) pincelando o herbicida puro sobre a região do floema. Pode-se utilizar também o Tordon (sal Trietanolamina do 2,4-D e picloram), que deve ser aplicado diluído em água a uma concentração entre 2 a 4%, aplicando o produto na superfície do toco até o ponto de escurrimento, logo após o corte das árvores e utilizando um pulverizador costal. A utilização do Tordon não é recomendada para áreas com regeneração natural.

d. Controle manual da rebrota de espécies exóticas

Para os produtores com produção orgânica o controle da rebrota deve ser feito através do corte, rebaixando o máximo possível o toco e danificando ao máximo o mesmo. Passados aproximadamente 30 dias após o corte deve-se realizar o corte das rebrotas com a utilização de uma foice. Importante lembrar que algumas espécies apresentam alta capacidade de rebrota, e sempre que necessário deve ser realizado esse controle.



Figura 6.21: Área de rebrota de eucalipto com entrelinhas dominadas pela regeneração natural.

6.3. ABERTURA DE COVAS

O preparo de solo para abertura de covas deverá ser realizado empregando, sempre que possível, técnica de cultivo mínimo, ou seja, que não envolva o revolvimento do solo na área total, bem como outras técnicas de conservação de solo.

A abertura de covas tem como objetivo principal a melhoria química e física do solo de forma localizada e, portanto devendo estar sempre associada à adubação de base e a descompactação do solo, tanto em largura quanto em profundidade. Entretanto, devido à variação dos tipos de solo e seus diferentes níveis de compactação associados ao histórico de uso, não é possível criar uma receita básica para determinar os parâmetros ideais para um maior aproveitamento da muda. Dessa forma, os valores aqui apresentados são as médias de vários trabalhos realizados em diferentes situações. O aperfeiçoamento das técnicas pode ser realizado por meio das análises químicas e físicas dos solos.

A seguir são apresentadas várias técnicas para abertura de covas:

a. Abertura manual de covas

Pode ser realizada com enxadão (**Figura 6.22**) ou cavadeira (**Figura 6.23**) e devem ter dimensões mínimas de 30 cm de diâmetro x 40 cm de profundidade, mas em caso de solo compactado, deve-se aumentar as dimensões mínimas para 50 cm.

As covas feitas com enxadão, apesar de geralmente obter um maior rendimento operacional, possui dificuldade no seu aprofundamento do solo devido ao seu formato, sendo reco-



Figura 6.22: Abertura de covas com enxadão (A) e aspecto da cova aberta (B).

mentada para solos menos compactados, já as cavadeiras geralmente apresentam melhores resultados na descompactação de camadas mais profundas.



Figura 6.23: Abertura de covas com cavadeira.

b. Broca perfuratriz

Essa atividade é realizada com um trator 80 HP ou de maior potência equipado com uma broca perfuratriz (mesmo implemento empregado para abertura de covas para mourões de cerca, porém com brocas de diâmetro superior a trinta centímetros e perfuração do solo no mínimo até quarenta centímetros) (Figura 6.24). Esse método tem sido cada vez menos empregado pelo alto custo e baixo rendimento, dando lugar para as moto-coveadoras.

O principal cuidado nesse tipo de abertura de covas refere-se ao possível espelhamento (formação de uma camada compactada nas paredes da cova, que não permite a penetração das raízes), o qual compromete o desenvolvimento radicular da muda e estimula o enovelamento de suas raízes. Para diminuir o espelhamento, recomenda-se a escarificação nas paredes das covas com o uso de ferramenta tipo “vanga”.

c. Moto-coveadora

A moto-coveadora é um equipamento leve, operada por apenas um trabalhador e de fácil manuseio. Possui um trava de segurança que fornece baixo risco de acidentes para o usuário. O rendimento no campo é bastante alto chegando a fazer cerca de 1000 covas/dia.



Figura 6.24: Broca Perfuratriz acoplada a um trator.

A utilização desses equipamentos não é recomendada em solos que apresentam pedras que podem danificá-lo. Em locais com presença de resíduos de palha no solo, pode ser necessária a abertura de coroas antes de utilizar a broca para evitar o enovelamento da mesma (Figura 6.25).



Figura 6.25: Aspecto de uma motocoveadora (A) e abertura de cova com motocoveadora (B).

A broca é formada por várias hastes soldadas no eixo central que diminuem significativamente o risco de espelhamento das paredes laterais. Além disso, essas hastes não removem o solo da cova, mas deixam-na com uma estrutura adequada para a penetração das raízes. A adubação de base pode ainda ser “batida” com a terra no momento em que a broca perfura o solo. Essas pequenas vantagens acabam por tornar esse pequeno maquinário mais eficiente que o trator com broca perfuratriz e ainda tem a vantagem de poder ser usado em locais de baixa mecanização com terrenos declivosos e áreas com indivíduos regenerantes.

d. Subsolação da linha de plantio

A subsolação tem como objetivo principal promover o rompimento de eventuais camadas compactadas do solo, facilitando o desenvolvimento radicular das mudas e aumentando a infiltração de água na linha de plantio. É a principal indicação para plantios com muda em tubete. Nos casos de mudas em saquinho, complementa-se a abertura da cova manualmente ou com enxadão. Recomenda-se a utilização de subsolador de uma única haste e que prepare o solo a uma profundidade acima de sessenta centímetros (*Figura 6.26*).



Figura 6.26: Área com o mato já seco, após aplicação de herbicida, sendo preparada para o plantio com um subsolador florestal (A) e técnico medindo a profundidade de subsolação com uma haste de ferro (B).

Deve-se sempre seguir o alinhamento adjacente pretendido para o plantio das mudas. O subsolador também deve ser equipado com um disco dianteiro para corte de resíduos (*Figura 6.27*) e, se possível, com um rolo destorreador ou com discos de grade adaptados para essa função.



Figura 6.27: Uso de um pedaço de uma vara de madeira “bigode” com uma corrente em sua extremidade para a orientação da subsolação em relação à linha adjacente (A) e disco de corte do subsolador cortando a palhada já seca (B).

e. Abertura de covetas

Essa atividade é realizada quando é utilizada a técnica de semeadura direta e plantio de adubo verde em áreas de taludes, utilizando enxada ou enxadinha de jardinagem, as covetas devem ter uma profundidade média de 5 cm e o espaçamento de 25 cm. Quando forem semeadas as sementes não se deve recobrir os 5 cm e sim o equivalente a uma vez o tamanho da semente (**Figura 6.28**).



Figura 6.28: Abertura de covetas (A e B). Preparo de mix de adubo verde (C) e semeadura direta de adubo verde (D), Fazenda Intermones, Ribeirão Grande, SP.

6.4. COROAMENTO

O coroamento consiste na remoção (manual) ou controle (químico) de toda e qualquer vegetação que existe em um raio de no mínimo 50 cm ao redor da muda ou indivíduo regenerante que se deseja conduzir, para evitar a competição por água, luz e nutrientes com a vegetação herbácea.

a. Coroamento manual

O coroamento manual deve ser realizado com enxada, removendo a vegetação existente em um raio de sessenta centímetros e uma profundidade de cerca de cinco centímetros no solo, a fim de garantir o retardamento de possíveis rebrotas da vegetação invasora indesejável. No final da tarefa, a área da coroa deverá estar livre da vegetação capinada (**Figura 6.29**).



Figura 6.29: Coroamento manual, Floresta Estadual de Batatais, SP (A) e detalhe do “coroamento” de um indivíduo arbóreo jovem na Fazenda Guariroba, Campinas, SP. (B)

b. Coroamento químico

O coroamento químico consiste na aplicação de herbicida com a utilização de pulverizador costal, em um raio de cinquenta a cem centímetros ao redor da planta que se deseja conduzir. Esse herbicida pode tanto ser pós-emergente (*glyphosate*) quanto pré-emergente que consegue prolongar bastante a ausência de plantas invasoras na coroa.

O coroamento químico é recomendado para indivíduos regenerantes ou mudas com porte maior (acima de 50cm de altura), de forma a evitar o contato do herbicida com os mesmos. Preferencialmente, deve-se utilizar métodos anti-deriva, como o chapéu de Napoleão (estrutura plástica que envolve o bico do pulverizador) ou um bico especial para essa atividade (esses bicos geralmente distribuem a calda em gotas maiores e em jato dirigido, reduzindo a deriva do produto). É indicada a utilização de um trator com um tanque ou pulverizador para levar a calda próxima aos funcionários no momento de abastecer os pulverizadores costais (*Figuras 6.30 e 6.31*).



Figura 6.30: Coroamento químico com utilização de chapéu de Napoleão, Esalq/USP Piracicaba, SP, e coroamento químico ao redor da vegetação regenerante, Estação Experimental de Buri, SP.



Figura 6.31: Capina química com a aplicação de dois tipos de herbicida: pré-emergente (*oxyfluorfen*) na coroa e pós emergente (*glyphosate*) em área total, para maior eficiência no controle das gramíneas invasoras. Destaque para a proteção das mudas com o tubo de PVC, para evitar o contato com o produto.

6.5. CALAGEM

A aplicação de calcário constitui prática fundamental quando os teores de Ca e Mg trocáveis no solo forem muito baixos. No caso de reflorestamentos, o objetivo principal da calagem não é o de elevar o pH, mas sim de aumentar as disponibilidades de Ca e Mg para as mudas. Dessa forma, a dosagem de calcário a ser aplicada pode ser determinada em função dos teores destes nutrientes. A aplicação de calcário poderá ser realizada diretamente no fundo ou ao redor da cova de plantio das mudas, utilizando-se de 200 a 300 gramas por cova. Vale lembrar que já existem no mercado alguns adubos contendo Ca e MG juntamente com o NPK e que podem substituir o uso de calcário (**Figura 6.32**).



Figura 6.32: Aplicação de calcário em área total.

6.6. ADUBAÇÃO DE BASE (NA COVA)

Sempre que possível, toda atividade de adubação deve ser planejada a partir de análises prévias de solo. Dessa forma, pode-se otimizar os custos e proporcionar melhores resultados à prática.

Na fase inicial da planta, dos macronutrientes usados o mais importante é o fornecimento de Fósforo para planta que devido a sua baixa mobilidade no solo deve ser colocado no fundo da cova, ou misturado com a terra. O Nitrogênio e o Potássio, devido a sua lixiviação e baixo aproveitamento inicial da planta, são colocados em baixa quantidade ou somente na adubação de cobertura. É altamente recomendável que se use um adubo de base contendo também micronutrientes.

A adubação pode ser:

a. Química

O fertilizante a ser utilizado deverá ser misturado previamente ao solo antes do plantio. Poderá ser utilizado: 200 gramas/cova do fertilizante N:P:K 6:30:6 ou outro equivalente com elevado teor de fósforo (P) (**Figura 6.33**).



Figura 6.33: Utilização de um copo dosador para se medir a quantidade de adubo a ser aplicada (A) e aspecto do adubo no fundo da cova (B).

b. Orgânica

Utilizar de 5 a 10 litros de esterco de curral bem curtido, que deve ser misturado com a terra que vai preencher a cova. No caso de utilização de esterco de granja (frango) essa dosagem deve ser reduzida a 1/3.

6.7. PLANTIO

Conforme já discutido, diferentes modelos de plantio podem ser adotados para a implantação de mudas em área total. Entretanto, independentemente do modelo de plantio escolhido, este deve ter alta diversidade e possibilitar a substituição gradual das espécies com o tempo. Contudo, é muito importante que os grupos de plantio já venham separados do viveiro e as espécies em cada um dos grupos muito bem misturadas entre si (*Figura 6.34*). Este trabalho, quando realizado no campo, dificilmente consegue um bom resultado, além de ter um custo bem maior.

Vale ressaltar que os métodos aqui descritos podem ser utilizados tanto em plantio total quanto em áreas de adensamento ou enriquecimento.



Figura 6.34: Separação dos grupos de plantio em caixas de cores diferentes e com as espécies de cada um dos grupos já misturas entre si, Piracicaba, SP.

a. Plantio manual

Após a retirada total do recipiente, a muda deve ser colocada no centro da cova, mantendo-se o torrão um pouco abaixo do solo (1 cm), o qual deve ser levemente compactando. A construção de uma pequena bacia ao redor da muda auxilia muito nos casos que haverá irrigação (*Figura 6.35*).



Figura 6.35: Plantio das mudas nas linhas com espécies dos grupos alternados de preenchimento e diversidade; área já plantada, Esalq/USP, Piracicaba, SP

Esse método é geralmente usado no plantio de mudas em saquinho, o qual não permite mecanização, causando um baixo rendimento e maior desconforto físico para o trabalhador quando comparado ao plantio com plantadeira.

Mudas de tubete também podem ser plantadas manualmente e geralmente isso é feito com o auxílio de um instrumento conhecido como “chucho” que é um tubete preso em um cabo de madeira ou cano de PVC (**Figura 6.36**). Esse chucho é usado para fazer um buraco nas dimensões aproximadas do torrão de um tubete.



Figura 6.36: Plantio manual de mudas produzidas em tubetes com auxílio de “chucho” para fazer o buraco na medida certa

b. Plantio com plantadora

A plantadora manual (**Figura 6.37**) consiste em um tubo inox com a ponta cônica que se abre quando acionado um gatilho. Na base desse tubo é adaptado uma vara de bambu para marcar a distância de plantio na linha entre as mudas.

Esse equipamento proporciona uma melhor ergonomia de trabalho e um melhor rendimento da operação de plantio, já que não é necessário se agachar para se efetuar o plantio da muda. Trabalhando em pé, a pessoa introduz no solo a ponta cônica do tubo e depois coloca a muda, já fora do tubete, dentro desse tubo. Quando a mesma chega ao final do tubo, é acionado o gatilho que abrirá sua ponta cônica, deixando a muda já na profundidade ideal de plantio. Em seguida, se deve realizar uma leve compactação ao redor da muda, fazendo pressão no solo ao redor da mesma com o pé (**Figuras 6.38 e 6.39**). Tomar cuidado para não deixar parte do torrão exposto, evitando perda de água (**Figura 6.40**).



Figura 6.37: Plantadora manual.



Figura 6.38: Mudas já fora do tubete (A), colocação da muda dentro do tubo da plantadora (B), inserção da ponta do tubo no fundo da linha, liberando a muda (C) e compactação do solo ao redor da muda com o pé (D).



Figura 6.39: Plantio realizado com plantadeira em área subsolada, Fazenda Guariroba, SP.



Figura 6.40: Muda plantada erroneamente com a exposição do torrão, permitindo maior perda de umidade por evaporação e consequente ressecamento de suas folhas

c. Plantio com sementes

Uma das técnicas que vem sendo bastante estudada e com resultados bastante promissores é a utilização da semeadura direta a pleno sol com espécies de preenchimento (**Figura 6.41**) ou para enriquecimento de ambientes já sombreados com espécies finais da sucessão, inclusive das várias formas de vida. O grande desafio no caso da semeadura direta a pleno sol ainda é o controle de espécies competidoras, principalmente as gramíneas exóticas alelopáticas.

A abertura de linhas de plantio para semeadura direta pode ser realizada com arado de aiveca (**Figura 6.42**) que inverte a leiva do solo, retirando da linha de plantio o banco de sementes de plantas daninhas, o que diminui a infestação futura desse local. Isso é altamente vantajoso, já que o controle do mato na linha de plantio é uma das atividades mais difíceis de



Figura 6.41: Experimento de sementeira direta em linha de espécies arbóreas nativa de preenchimento, 1 ano e 2 meses após sementeira.

serem executadas durante a manutenção da área. Em seguida deve ser realizada uma subsolagem para descompactação do solo. Pode-se também realizar somente a subsolagem na linha de sementeira (como feito no experimento da figura 6.41). Antes da sementeira é realizado um primeiro controle de espécies invasoras na entrelinha ou mesmo em área total.



Figura 6.42: Utilização do arado de aiveca para a abertura de linhas de plantio, Fazenda Intermontes, Ribeirão Grande, SP.

Após o controle das espécies invasoras, as sementes devem ser distribuídas no fundo das covetas ou sulcos dispostos em linhas e devem ser recobertas com uma fina camada de solo que não deve ultrapassar o diâmetro da semente (**Figura 6.43**). As espécies que possuem sementes com dormência devem sofrer processo de quebra de dormência antes de serem sementeiras.



Figura 6.43: Semeadura direta com matraca (A) e a lança (B), Fazenda Intermontes, Ribeirão Grande, SP.

Outra técnica bem sucedida de baixo custo é o enriquecimento de florestas de baixa diversidade através da **semeadura direta** (Figuras 6.44 e 6.45). Em função da baixa competição das plantas invasoras em ambientes sombreados, basta semeá-las em covetas espalhadas uniformemente na densidade que se queira atingir por ha (depende do grau de degradação do fragmento) e colocando de 1 até 3 sementes por cova, dependendo da germinação da semente. Essa operação deve ser realizada preferencialmente no início do período chuvoso. A necessidade de adubação nesse caso vai depender da qualidade do solo, já que em ambientes florestais degradados, o solo geralmente apresenta uma boa camada de matéria orgânica e nutriente em quantidade satisfatória. Por outro lado, se o enriquecimento for realizado numa área de solo pobre e em processo de restauração com baixa diversidade é altamente recomendável que se faça as mesmas adubações indicadas num plantio convencional.



Figura 6.44: Abertura de covetas no experimento de enriquecimento por sementes realizado na empresa Internacional Paper, Mogi-Guaçu, SP



Figura 6.45: Mudas de jatobá em desenvolvimento no experimento de enriquecimento por sementes realizado na empresa Internacional Paper, Mogi-Guaçu, SP

As mesmas técnicas usadas pra semeadura direta podem ser aplicadas utilizando o banco de sementes oriundos de um fragmento florestal que será suprimido. Para retirar esse banco de sementes, basta raspar uma camada de aproximadamente 10 cm de solo superficial juntamente com a serapilheira (**Figura 6.46**). Esse mesmo material poderá ser espalhado em áreas 10 a 20 vezes maior que a área onde foi retirado (**Figura 6.47**).



Figura 6.46: Coleta de banco de sementes para uso em restauração na Mina Limeira, Ribeirão Grande, SP.



Figura 6.47: Espalhamento do banco de sementes em área que foi restaurada na Fazenda Interfontes, Ribeirão Grande, SP.

6.8. IRRIGAÇÃO

Sempre que necessário deve-se realizar a irrigação das mudas, especialmente em épocas de estiagens. Por ser uma operação cara, é recomendado o plantio em época chuvosa ou com uso de hidrogel, para evitar ou diminuir a necessidade de regas.

Deve-se utilizar 4 a 5 litros de água por cova, logo após o plantio caso o solo não esteja úmido. Em áreas pequenas pode-se utilizar um regador (**Figura 6.48**). Em grande plantios pode ser utilizado um tanque pipa com mangueiras para a irrigação, acoplado em um trator ou uma moto-bomba quando se tem água próxima disponível (**Figura 6.49**). Devem ser previstas também mais três irrigações, caso necessário, até o “pegamento” das mudas e sempre que se detectar o ponto de murcha em espécies mais sensíveis, isso geralmente acontece dentro de 4 a 6 dias após o plantio quando não ocorrer chuvas. No entanto, esses números de dias podem variar bastante dependendo do tipo do solo, umidade inicial do solo e insolação.



Figura 6.48: Irrigação de muda com regador (A) e muda após a irrigação (B).



Figura 6.49: Irrigação de plantio, Mucuri, BA.

O planejamento da irrigação das mudas é imprescindível quando se realiza o plantio no final do período chuvoso ou durante a estação seca, na qual há maior déficit hídrico. Nesses casos, pode-se optar pela utilização do hidrogel (**Figuras 6.50 e 6.51**), o qual retém a umidade ao redor das mudas por um tempo maior, de forma que as mesmas sejam menos afetadas em períodos de estiagem.



Figura 6.50: Aplicação de hidrogel através de tanque modificado (A) e tubo de fornecimento de hidrogel ligado à plantadora manual (B), permitindo sua aplicação juntamente ao plantio da muda, Fazenda Guariroba, Campinas, SP.



Figura 6.51: Aplicação do hidrogel através de equipamento costal, Fazenda Guariroba, Campinas, SP.

6.9. REPLANTIO

O replantio consiste na reposição das mudas que morreram na mesma cova já preparada, devendo ser realizado sempre que a mortalidade é superior a 5%. Deve ser realizado entre 60 e 90 dias depois do plantio, realizando-se a irrigação dessas mudas com 4 a 5 litros de água por cova, caso haja necessidade. Não é necessário fazer a adubação de base novamente.

6.10. ADUBAÇÃO DE COBERTURA

A adubação de cobertura deve ser realizada tanto para o incremento do desenvolvimento dos indivíduos plantados, quando para os indivíduos regenerantes, não diferindo na metodologia adotada.

Excepcionalmente, as plantas de cerrado, parecem não responder ou ter um efeito negativo quando submetidas à adubação. Em função disso, não recomendamos qualquer tipo de adubação neste tipo de vegetação até que se tenha mais conhecimento sobre essas técnicas.

a. Química

O número de adubações será definido conforme a necessidade de cada projeto, de acordo com as necessidades do solo do local, devendo a primeira adubação de cobertura ser realizada aos 30 dias pós-plantio. As próximas adubações devem ser realizadas com intervalo de um a dois meses, com 50 g da fórmula NPK 20:05:20 ou equivalente, em semi-coroa, durante a estação das chuvas. Para que a adubação não favoreça o crescimento de plantas invasoras, a aplicação do adubo deverá ser realizada após a capina ou sob condições de baixa infestação de mato (**Figuras 6.52 e 6.53**).



Figura 6.52: Adubação de cobertura de uma muda plantada (A) e de um indivíduo regenerante (B).



Figura 6.53: Trabalhadores realizando a adubação de cobertura em plantio com 6 meses, fazenda Guariroba, Campinas, SP.

b. Orgânica

Da mesma forma como descrito para a adubação de base, pode-se utilizar na adubação de cobertura de 5 a 10 litros de esterco de curral curtido por muda e, no caso de utilização de esterco de granja (frango), essa dosagem deve ser reduzida a 1/3 desse volume. Nesses casos, o esterco deve ser incorporado ao solo, preferencialmente durante a estação das chuvas, para sua melhor absorção. Da mesma forma como recomendado para os adubos químicos, a aplicação do esterco deverá ser realizada após a capina ou sob condições de baixa infestação de plantas invasoras.

6.11. MANUTENÇÃO

Após a implantação do processo de restauração florestal, é essencial que seja realizada a manutenção das áreas. Sempre que possível essa manutenção deve ser realizada até os 30 meses pós-plantio, de forma sistemática, contemplando: A) Limpeza das coroas; B) Controle dos competidores (**Figura 6.54**); C) Combate as formigas e; D) adubação de cobertura.

O número de operações de manutenção pode variar bastante com a situação em que se deseja restaurar dependendo do tipo e cobertura do solo, método empregado, época do ano, etc.



Figura 6.54: Atividade de catação: aplicação de herbicida direcionado nas moitas de braquiária, Fazenda Guariroba, Campinas SP

6.12. ATIVIDADES, EQUIPAMENTOS, INSUMOS E RENDIMENTOS OPERACIONAIS BASEADOS EM METODOLOGIAS MAIS USADAS ATUALMENTE

Visando a facilitar os cálculos para quantificar os equipamentos, insumos e rendimentos operacionais, foi elaborada uma tabela definindo esses parâmetros por hectare, dentro de cada uma das ações operacionais de restauração descritas (*Tabela 6.1*).

Vale ressaltar que, para cada uma das operações de restauração a serem realizadas, podem existir várias metodologias disponíveis como já foi apresentado anteriormente, devendo a escolha da melhor metodologia ser definida em função da área a ser restaurada, dos equipamentos disponíveis, da disponibilidade de mão-de-obra e de insumos, dos processos de certificação e ainda de acordo com o sistema de produção adotado pelas empresas e agricultores.

Tabela 6.1: Atividades operacionais contendo as metodologias mais usadas, rendimentos de hora homem por hectare (HH/ha), rendimentos de hora máquina por hectare (HM/ha), dosagens, insumos e número de repetições para 30 meses de manutenção.

ATIVIDADE	SISTEMA	MÁQUINA/EQUIPAMENTO
Controle de formigas	Químico Pré-plantio e pós plantio	Isclas granuladas
	Químico Repasses (pós-plantio)	Isclas granuladas
Controle de competidores	Manual	Foice
	Mecanizada	Trator 80HP/ roçadeira central
	Semi-mecanizada	Motorroçadeira Costal
	Controle da rebrota	Pincel e <i>Glyphosate</i>
Incorporação de resíduos	Gradagem	Trator 90Hp com grade
Aplicação de herbicida	Costal	Pulverizador Costal
	Tratorizada	Tanque pulverizador com barra
	Mangueiras	Tanque pulverizador com 4 mangueiras
Abertura de covas	Subsolagem da linha de plantio	Trator 80Hp / Subsolador florestal
	Broca perfuratriz	Trator 80Hp / Broca perfuratriz
	Motocoveadeira	
	Abertura manual de covas	Enxada
	Abertura de covetas	Enxada ou enxadinha de jardinagem
Coroamento	Manual	Enxada
	Químico	Costal / Chapeu de napoleão
Calagem	Calagem - tratorizada	Trator 80 HP/ calcareadora
	Calagem - manual	Trator 65 hp apoio
Adubação de base	Química	Trator com carretinha p/ transporte
	Orgânica	Trator com carretinha p/ transporte
Plantio tubete 50 ml	Em área total	Trator com carretinha p/ transporte
	Adensamento + Enriquecimento	Trator com carretinha p/ transporte
	Enriquecimento	Trator com carretinha p/ transporte
Irrigação *	Tratorizada	Trator / tanque de irrigação
Replanteio	Muda	Trator com carretinha p/ transporte
Adubação de cobertura	Química	Trator com carretinha p/ transporte
	Orgânica	Trator com carretinha p/ transporte
Limpeza das coroas	Químico	Pulverizador Costal
	Manual	Enxada
Controle de competidores	Químico	Pulverizador Costal
	Manual	Foice e enxada
Plantio saquinho 1 L	Em área total	Trator com carretinha p/ transporte
	Adensamento + Enriquecimento	Trator com carretinha p/ transporte
	Enriquecimento	Trator com carretinha p/ transporte

* - na ausência de chuvas.

RENDIMENTOS		DOSAGEM		OBSERVAÇÕES
HH/ha	HM/ha	dose/ha	Unidade	
1		3,5	Kg	Isca formicida
0,8		2	Kg	Isca formicida
40				
	3			
20	20			
40			Litro	<i>Glyphosate</i>
	2			
18	1	3,5	Litro	<i>Glyphosate</i>
	1,5	3,5	Litro	<i>Glyphosate</i>
15	3,75	3,5	Litro	<i>Glyphosate</i>
	3			60 a 80 cm
	20			30 X 40 cm
25				30 X 40 cm
80				40 X 40 X 40 cm
80				10 X 10 X 10 cm
50				60 cm de raio
5		1	Litro	<i>Glyphosate</i>
	1,5	200 a 300	Gramas/cova	Calcário
10	1			
8	1	175	kg	NPK 06:30:06
18	1,5	5 a 10	Litro/cova	Esterco curtido
HH/ha	HM/ha	dose/ha	Unidade	
16	1,5	1666	Unidade	Tubete 50 ml
10	1,0	800	Unidade	Tubete 50 ml
06	0,3	200	Unidade	Tubete 50 ml
9	5	6.700	Litro	Água
2	0,25	170	Unidade	Muda
8	1	85	kg	20:05:20
14	1	5 a 10	Litro/cova	Esterco curtido
5		1	Litro	<i>Glyphosate</i>
42				
13	1	3	Litro	<i>Glyphosate</i>
20				
32	1,5	1666	Unidade	Muda saquinho 1 L
12	0,8	800	Unidade	Muda saquinho 1 L
8	0,4	200	Unidade	Muda saquinho 1 L

6.13. RECOMENDAÇÃO DE EQUIPAMENTOS DE PROTEÇÃO INDIVIDUAL (EPIS) PARA AS PRINCIPAIS ATIVIDADES PROPOSTAS

Os EPIS existem para proteger a saúde do trabalhador e devem ser testados e aprovados pela autoridade competente para comprovar sua eficácia. O Ministério do Trabalho atesta a qualidade dos EPIS disponíveis no mercado através da emissão do **Certificado de Aprovação (C.A.)**. O fornecimento e a comercialização de EPI sem o C.A. são considerados crime e tanto o comerciante quanto o empregador ficam sujeitos às penalidades previstas em lei.

■ **Indicação de uso conforme a atividade realizada**

Os EPIS não foram desenvolvidos para substituir os demais cuidados necessários na execução das atividades operacionais descritas, e sim para complementá-los. Em todas as atividades de campo, os trabalhadores deverão utilizar botas resistentes (de preferência com biqueira), luvas, perneiras, óculos de segurança e chapéu (para protegê-los do sol, podendo também ser utilizado protetor solar como medida complementar). Quando for realizado o corte de árvores, deve-se também usar capacete.

Para reduzir os riscos de contaminação, as operações de manuseio e aplicação de produtos químicos devem ser realizadas com cuidado, de forma a se evitar ao máximo a exposição e o contato dos trabalhadores com esses produtos. Na **Tabela 6.2**, é apresentada uma relação dos EPIS que devem ser usados para cada tipo e forma de aplicação de produtos químicos.

Tabela 6.2: Relação de EPIs que devem ser usados nas diferentes operações de restauração que envolvem o manuseio de produtos químicos.

RELAÇÃO OPERAÇÃO x EPI x EXPOSIÇÃO																		
OPERAÇÕES			MANUSEIO/DOSAGEM DE PRODUTOS						APLICAÇÃO MANUAL DE PRODUTOS					APLICAÇÃO TRATORIZADA DE PRODUTOS				
	Carga E Descarga Em Armazéns	Varreção Dos Armazéns	Líquido	Sementes Tratadas	Granulado De Solo	Pó Seco	Pó Molhável/Grânulos Wg	Embalagem Hidro-Solúvel	Isca Granulada	Costal	Costal Motorizado	Mangueira	Granuladeira	Polvilhadeira	Líquido	Granulado	Turbo	Sementes
CAPACETE	●																	
BONÉ ÁRABE			●			●	●			●	●	●		●	●		●	
PROTETOR DE OUVIDO	●	●								●				●	●	●	●	●
VISEIRA FACIAL			●			●	●		●	●	●		●	●			●	
RESPIRADOR		●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●		●	
CALÇA HIDRO-REPELENTE			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
JALECO HIDRO-REPELENTE			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
AVENTAL IMPERMEÁVEL			●				●		●	●	●							
BOTAS IMPERMEÁVEIS		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
LUVAS IMPERMEÁVEIS	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●			●	

** Informações obtidas no (Manual de uso correto de Equipamentos de Proteção Individual) produzido e disponibilizado pela ANDEF (Associação Nacional de Defesa Vegetal) no site: www.andef.com.br/epi*

Atenção: Esta tabela não deve ser considerada como único critério para utilização dos EPIs. As condições do ambiente de trabalho poderão exigir o uso de mais itens ou dispensar outros para aumentar a segurança e o conforto do aplicador. Leia as recomendações do rótulo e bula. Observe a legislação pertinente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACIESP, **Glossário de ecologia**. Aciesp, São Paulo, 1987. 57p.
- ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotrop.**, v. 6, n. 2, 2006.
- ANDERSEN, A.N. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian Seasonal Tropics. **Restoration Ecology**, v.5, n.2, p.109-14, 1997.
- ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H.S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para a recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.5, p.715-721, 2003.
- ARONSON, J.; VAN ANDEL, J. Challenges for ecological theory. In: VAN ANDEL, J.; ARONSON, J. **Restoration Ecology: the new frontier**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p. 223-233.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de Floresta Atlântica Montana (São Paulo, Brasil). **Rev. Bras. Biol.**, v.59, n.2, p.319-328, 1999.
- BALBINOT, R. **Implantação de florestas geradoras de créditos de carbono: Estudo de viabilidade no sul do Estado do Paraná, Brasil**. Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná. 2004. 79 p.
- BARBOSA, K.C.; PIZO, M.A. 2006. **Seed Rain and Seed Limitation in a Planted Gallery Forest in Brazil. Restoration Ecology**, v.14(n.4), p.504-515, 2006.
- BARBOSA, L. M. ; BARBOSA, K. C.; BARBOSA, J. M.; FIDALGO, A.; RONDON, J. ; NEVES JUNIOR, N.; MARTINS, S. ; CASAGRANDE, J. C.; CARLONE, N. P. Estabelecimento de Políticas Públicas para Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: o Papel das Instituições de Pesquisa e Ensino. **Revista Brasileira de Biociências**. Porto Alegre: Porto Alegre, 2008, v. 5, p. 162-164.
- BARBOSA, L.M. **Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: Matas Ciliares do Interior Paulista**. São Paulo: Instituto de Botânica, 129 p., 2006.
- BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMANI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v.6, p.28-34, 2003.
- BARBOSA, L.M.; MANTOVANI, W. Degradação ambiental: conceituação e bases para o repovoamento vegetal. In: Recuperação de áreas degradadas da serra do mar e formações florestais litorâneas. **Anais...** São Paulo: SMA, p. 33-40, 2000.
- BASKIN, Y. Ecosystem function of biodiversity. **BioScience**, v.44, n.10, p.657-660, 1994.
- BAWA, K.S. Breeding systems of tree species of a lowland tropical community. **Evolution**, v.28, p.85-92, 1974.
- BAWA, K.S. Plant-pollinator interactions in Tropical Rain Forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n.21, p.399-422, 1990.
- BAWA, K.S.; PERRY, D.R.; GRAYUM, M.H.; COVILLE, R.E. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. II. Polination systems. **American Journal of Botany**, v.72, p.346-356, 1985a.

- BAZZAZ, F. A. Ecological processes and rain forest regeneration. In: HADLEY, M. (ed.). **Rain forest regeneration and management: report of a workshop**. Paris: International Union of Biological Sciences, 1986. p. 11-13. (Biology International – special issue, 18).
- BECHARA, F.C. **Restauração ecológica de restinga contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.
- BECHARA, F.C. **Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. Tese (Doutorado), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba, 2006. 249p.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4 ed. Oxford: Blackwell Publishing. 2006. 759p.
- BERTONCINI, A.P.; RODRIGUES, R.R. Forest restoration in na indigenous land considering a forest remnant influence (Avaí, São Paulo State, Brazil). **Forest Ecology and Management**, v.255, p.513-521, 2008.
- BETHAM, H; HARRIS, J.A.; BIRCH, P; SHORT, K.C. Habitat classification and the soil restoration assessment using analysis of soil microbiological and physicochemical characteristic. **Journal Applied Ecology**, v.29, p.711-718, 1992.
- BINKLEY, D. The influence of tree species on forest soils: process and patterns. In: Mead, D.J. & Cornforth, J.S. (Eds.) **Proceedings of Trees and Soil Workshop. Agronomy Society of New Zeland Special Publication**, n.10, Lincoln University Press, Canterbury, NZ, p.1-33, 1995.
- BINKLEY, D.; GIARDINA, C.; BASHKIN, M. Soil phosphorus pools and supply under the influence of *Eucalyptus saligna* and nitrogen-fixing *Albizia falcataria*. **Forest Ecology and Management**, v.128, p.241-247, 2000.
- BISCHOFF, A.; VON LANTHEN, B.; STEINGER, T.; MÜLLER-SCHÄRER, H. Seed provenance matters - effects on germination of four plant species used for ecological restoration. **Basic and Applied Ecology**, v.7, p.347-359, 2006.
- BORGES, E.E.L; LOPES, E.S. & SILVA, G.F. Avaliação de substância alelopáticas em vegetação de uma floresta secundária. 1- Árvores. **Revista Árvore**, v.17, n.1, p.69-84, 1993.
- BRITTEZ, R.M, BORGHO, M., TIEPOLO, G., FERRETTI, A., CALMON, M., HIGA, R. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na floresta atlântica do sul do Brasil**. Colombo, Embrapa Florestas, 2006.
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2 ed. Boston: W.C. Brown Publishers, 226p., 1984.
- BROWN, K.S. Insetos indicadores da história, composição, diversidade, e integridade de matas ciliares tropicais. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3 ed., São Paulo: EDUSP, p. 223-232, 2004.
- BROWN, S. **Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer**. Rome: Forest Resources Assessment, 1997. FAO Forestry Paper – 134.
- BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R. e LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forest with applications to forest inventory data. **Forest Science**, 35(4):881-902, 1989
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional process. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-43, 1965.

- BUDOWSKY, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American lowland forests. **Tropical Ecology**, n. 11, p. 44-48, 1970.
- BURGER, D. **Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP**. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.
- BURGESS, S.S.O.; ADAMS, M.A.; TURNER, N.C.; ONG, C.K. The redistribution of soil water by tree root systems. **Oecologia**, v.115, p.306–311, 1998.
- BUSATO, L.C. et al. Intermontes Project in the Context of Brazilian Field Works and Researches on Restoration. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2006.
- BYERS, J.E., CUDDINGTON, K., JONES, G.C., TALLEY, T.S., HASTINGS, A.; LAMBRINOS, J.G.; CROOKS, J.A.; WILSON, W.G. Using Ecosystem engineers to restore ecological systems. **Trends in Ecology and Evolution**, v.21, n.9, p.493-500, 2006.
- CALDAS, L.S. Pomares de sementes nativas: as funções das redes de sementes. In: HIGA, A.R.; SILVA, L.D. (Org.). **Pomar de sementes de espécies florestais nativas**. Curitiba: FUPEF, 2006. pp.227-241.
- CALLAWAY, R.M. Positive Interactions among Plants. **The Botanical Review**, v. 61, n.4, p.306-349, 1995.
- CARDOSO, C.C.; MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. A focus on plant reproductive biology in the context of forest restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007. 286p.
- CARNEIRO, P. H. M. e; RODRIGUES, R. R. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded áreas**. New York: Nova Science Publishers, 2007b. Cap. 3.1, p. 129-144.
- CARNEVALE, N.J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, n.163, p.217-227, 2002.
- CASTRO, C.C. A importância da fauna em projetos de restauração. In: Fundação Cargill (coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007. pp. 57-75.
- CASTRO, C.C.; MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. A focus on plant reproductive biology in the context of forest restoration. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. pp. 197-206.
- CAVALHÃES, M. A.; CUNHA, G. C.; GUSSON, E.; VIDAL, C. Y.; GANDARA, F.B.M. A incorporação de bromélias epífitas no processo de restauração de áreas degradadas na mata atlântica: um estudo em Registro, SP. In: 58º Congresso Nacional de Botânica , São Paulo. **Anais**. São Paulo, 2007.
- CÉZAR, P.B.; OLIVEIRA, R.R. **A Floresta da Tijuca e a cidade do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1992. 172p.
- CHAMBERS, J.Q., SANTOS, J, RIBEIRO, R.J. & HIGUCHI, N. 2001. **Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon Forest**. *Forest Ecol. Manag.* 152(1-3): 73-84

- CHANG, M.Y. **Seqüestro florestal do carbono no Brasil – dimensões políticas, socioeconômicas e ecológicas.** Tese de Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento. UFPR, Curitiba, 2004.
- CHAVE, J., ANDALO, C., BROWN, S., CAIRNS, M., CHAMBERS, J.C., EAMUS, D., FÖLSTER, H., FROMARD, F., HIGUCHI, N., KIRA, T., LESCURE, J., NELSON, B.W., OGAWA, H., PUIG, H., RIÉRA, B. & YAMAKURA, T. 2005. **Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests.** *Oecologia* 145:87-99.
- CHAZDON, R. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v.320, p.1458-1460, 2008.
- CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n.31, p.343-366, 2000.
- CHOI, Y. D. (2004) Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. **Ecological Research**, n.19, p. 75-81, 2004.
- CLEMENTS, F. E. **Plant succession: an analysis of development of vegetation.** Carnegie Institution: Washington, 1916. 242p.
- COCKERHAM, C.C. Variance on gene frequency. **Evolution**, v.23, n.1, p.72-84, 1969.
- COOK, W.M.; YAO, J.; FOSTER, B.L.; HOLT, R.D.; PATRICK, L.B. Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. **Ecology**, v.86, n.5, p. 1267-1279, 2005.
- CORTE, A.P.D. **Metodologia para detecção da elegibilidade, linha de base e monitoramento de projetos de MDL Florestal.** Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná. 2005. 104 p.
- COUTO, H. T. Z., POTOMATI, A. Metodologia para quantificação de monitoramento de carbono em floresta nativa implantada. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS COM ÊNFASE EM MATAS CILIARES. **Anais...** Instituto de Botânica: São Paulo, 2006.
- CRESPI, B.J. The evolution of maladaptation. **Heredity**, v.84, p.623-629, 2000.
- CRESTANA, M. de S.M. (org.); FERRETI, A.R.; TOLEDO FILHO, D.V. de; ÁRBOCZ, G. de F.; SCHMIDT, H.A.P.; GUARDIA, J.F.C. **Florestas: sistemas de recuperação com essências nativas, produção de mudas e legislações.** 2. ed. Campinas: CATI, 2004. 216p.
- CRESTANA, M.S.M.; TOLEDO FILHO, D.V.; CAMPOS, J.B.; **Florestas – Sistemas de recuperação com essências nativas.** Campinas: CATI, 60p., 1993.
- CTFS – Center for Tropical Forest Science. Disponível em: <http://www.ctfs.si.edu/>. Acessado em 05/02/2009.
- CUNHA, G.C. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em diferentes fases sucessionais de uma floresta estacional do Rio Grande do Sul.** Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”-Universidade de São Paulo, 1997. 86p. (Dissertação de Mestrado).
- D’ANTONIO, C.; MEYERSON, L.A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p.703-713, 2002.
- DAFNI, A. **Pollination Ecology.** New York: Oxford University Press, 1992. 250p.
- DAVIDSON, E.A.; CARVALHO, C.J.R.; FIGUEIRA, M.; YSHIDA, F.Y.; VIEIRA, I.; MARTINELLI, L.A. Recuperation in nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. **Nature**, v.447, p.995-996, 2007.
- DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira.** São Paulo, Companhia das Letras, 1996. 504p.

- DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v.12 (suppl.), p. 47-55, June 1980.
- DENSLOW, J.S. Disturbance and Diversity in Tropical Rain Forests: The density effect. **Ecological Applications**, v.5, p.962-968, 1995.
- DIAS, A.C. **Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual Carlos Botelho / SP-Brasil**. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba: 2005. 184p.
- DOBSON, A.P.; BRADSHAW, A.D.; BAKER, A.J.M. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, v.277, p.515-522, 1997.
- DRUMMOND, J. A. O jardim dentro da máquina: breve história ambiental da Floresta da Tijuca. *Estudos Históricos*, 1: 278-294, 1988.
- DURIGAN, G. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo, Páginas e Letras, p.419-445, 2004.
- DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 159-167.
- DYER, L. A.; SINGER, M. S.; LILL, J. T.; STIREMAN, J. O.; GENTRY, G. L.; MARQUIS, R. J.; RICKLEFS, R. E.; GREENEY, H. F.; WAGNER, D. L.; MORAIS, H. C.; DINIZ, I. R.; KURSAR, T. A.; COLEY, P. D. Host specificity of Lepidoptera in tropical and temperate forests. **Nature**, v.448, 696-700, 2007.
- ELIAS, C.; NADAI FERNANDES, E.A.; FRANÇA, E.J.; BACCHI, M.A. Seleção de epífitas acumuladoras de elementos químicos na Mata Atlântica. **Biota neotropica**, v.6, n. 1, 2006.
- ELLSTRAND, N.C.; ELAN, D.R. Population genetic consequences of small populations sizes: implication for plant conservation. **Annual Review of Ecological Systematics**, v.24, p.217-242, 1993.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Nacional de Parcelas Permanentes. Disponível em: <http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/sispp/SisPP.htm>. Acessado em 05/02/2009.
- ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998.
- ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Editora Fepaf, p.28-48, 2003.
- ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 1, p.3-26.
- ERLICH, P.; WALKER, B. Rivets and redundancy. **BioScience**, v.48, n.5, p.387, 1998.
- FAO, 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. A Forest Resources Assessment publication. FAO Forestry Paper – 134, Rome, Italy
- FEAGRI, K.; VAN DER PIJL, L. (1971) **The principles of pollination ecology**. New York: Pergamon Press, 1971.
- FEARNSIDE, P. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**, vol.36 (3) 2006: 395-400

- FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 250p.
- FENSTER, C.B.; GALLOWAY, L.F. Inbreeding and outbreeding depression in natural populations of *Chamaecrista fasciculata* (Fabaceae). **Conservation Biology**, v.14, p.1406-1412, 2000.
- FERNANDES, L.A.; FURTINI NETO, A.E.; FONSECA, F.C.; VALE, F.R. Crescimento inicial, níveis críticos e frações fosfatadas em espécies florestais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.6, p.1191-1198, 2000.
- FERRETI, A. R. Fundamentos ecológicos para o planejamento da restauração florestal. In: GALVÃO, A. P. M.; MEDEIROS, A. C. de S. (eds.). **Restauração da Mata Atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural**. Colombo: EMBRAPA Florestas, 2002. p. 21-26.
- FERRETI, A. R.; BRITTEZ, R. M. de. A restauração da Floresta Atlântica no litoral do Estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (eds.). **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: EMBRAPA, 2005. p. 87-102.
- FERRETTI, A. R.; KAGEYAMA, P. Y.; ARBOCZ, G. F.; SANTOS, J. D.; BARROS, M.I.A.; LORZA, R. F.; OLIVEIRA, C. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 3, n. 7, p. 73-77, mar./jun. 1995.
- FINE, P.V.A.; MESONES, I.; COLEY, P.D. Herbivores promote habitat specialization by trees in Amazonian Forest. **Science**, v.305, p.663-665, 2004.
- FISHER, R. Amelioration of degraded rain forest soils by plantations of native trees. **Soil Science Society of America Journal**, v.59, n.2, p.544-49, 1995.
- FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C.S. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.35, p.557-581, 2004.
- FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B, PAGLIA, A.P. & MITTERMEIER, R.A. Atlantic Forest. In: R.A., MITTERMEIER, P.R., GIL, M., HOFFMANN, J., PILGRIM, J., BROOKS, C.G., MITTERMEIER, J. LAMOURUX, & G.A.B., FONSECA (eds.). **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Washington: Cemex, 2004. p. 84-91.
- FRANÇA, E.J. **A biomonitoração da Mata Atlântica na conservação da biodiversidade: Espécies arbóreas nativas acumuladoras de elementos químicos**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, Centro de Energia Nuclear na Agricultura. 363p. 2006.
- FRANCO, A.A.; FARIA, S.M. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. **Soil Biology and Biochemistry**, v.29, p.897-903, 1997.
- FREITAS, S. R.; NEVES, C. L.; CHERNICHARO, P. Tijuca National Park: two pioneering restorationist initiatives in Atlantic forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol.66, n.4, São Carlos Nov., 2006.
- GALEANO, G.; SUÁREZ S.; BALSLEV, H. Vascular plant species count in a wet forest in the Chocó area on the Pacific coast of Colombia. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.1563-1575, 1998.
- GALINDO-LEAL & I.G. CÂMARA (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington, D.C.: Center for Applied

Biodiversity Science and Island Press, 2003. 488p.

- GAMA, M. de M. B. **Estrutura, valoração e opções de manejo para uma floresta de várzea na Amazônia**. 206p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2000.
- GANDOLFI, S. Indicadores de avaliação e monitoramento de áreas em recuperação. In: WORKSHOP SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS EM MATAS CILIARES: modelos alternativos para recuperação de áreas degradadas em matas ciliares no estado de São Paulo. **Anais...** São Paulo: p.44-52. 2006.
- GANDOLFI, S. Regimes de luz em florestas estacionais e suas possíveis conseqüências. In: CLAUDINO-SALES, W. (Org.). **Ecosistemas Brasileiros: Manejo e Conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003. p. 305-311.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability-Impermeability: Canopy trees as biological filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.64, n.4, p.433-438, July/August 2007a.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V. Forest restoration: many views and objectives. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007b. Cap. 1.1, p. 3-26.
- GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Metodologias de restauração florestal. In: Fundação Cargill (coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007. p. 109-143.
- GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007c. 286p.
- GENTRY, A.H.; DODSON, C.H. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. **Biotropica**, v.19, p.149-156, 1987.
- GISLER, C.V.T. **Uso da serapilheira na recomposição da cobertura vegetal em áreas mineradas de bauxita, MG**. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 146 p. 1995.
- GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA JÚNIOR, L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p.111-163.
- GOURLET-FLEURY, S.; BLANC, L.; PICARD, N.; SIST, P.; DICK, J.; NASI, R.; SWAINE, M.D.; FORNI, E. Grouping species for predicting mixed tropical forest Dynamics: Looking for a strategy. **Annals of Forest Science**, v.62, p.785-796, 2005.
- GRIME, J.P. Biodiversity and Ecosystem Function: The Debate Deepens. **Science**, n.277, p.1260-1261, 1997.
- GROMBONE-GUARANTINI, M.T.; RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.18, p.759-774, 2002.
- GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (eds.) **Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales**. Cartago: Ediciones Lur, 2002. 691p.
- GUEVARA, S., PURATA, S.E.; VAN DER MAAREL, E. The role of remnant trees in tropical secondary sucesión. **Vegetatio**, n.66, p.77-84, 1986.

- HAMRICK, J.L.; GODT, M.T. Allozyme diversity in plant species. In: BROWN, A.H.D.; CLEGG, M.T.; KAHLER, A.T.; WIER, B.S. (Eds.). **Plant population genetics, breeding and genetic resources**. Sunderland: Sinauer Associates Inc, pp.43-63, 1990.
- HARTSHORN, G. S. Gap-phase dynamics and tropical tree species richness. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (eds.). **Tropical forest**. London: London Academic, 1989. p. 3-21.
- HIGA, A.R.; SILVA, L.D. (Org.). Pomar de sementes de espécies florestais nativas. Curitiba: FUPEF, 2006. 266p.
- HIGGS, E.S. What is good ecological restoration? **Conservation Biology**, v.11, n.2, p.338-348, 1997.
- HIROTA, M.M.. Monitoring the Brazilian Atlantic Forest cover. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington, D.C.: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. p.60-65.
- HOUGHTON, R. A. As florestas e o ciclo de carbono global: armazenamento e emissões atuais. In: EMISSÃO X SEQÜESTRO DE CO₂ – UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGÓCIOS PARA O BRASIL, 1994. **Anais...** Rio de Janeiro, 1994. p. 38–76..
- HOWE, H.F AND SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n.13, p.201-228, 1982.
- HUFFORD, K.M.; MAZER, S.J. Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. **Trends in ecology and evolution**, v.18, n.3, p.147-155, 2003.
- HUMPHREY, L.D.; SCHUPP, E.W. Seedling survival from locally and commercial obtained seeds on two semiarid sites. **Restoration ecology**, v.10, n.1, p.88-95, 2002.
- INOUE, D. W. Variation in undisturbed plant and animal populations and its implications for studies of recovering ecosystems. In: CAIRNS JR., J. (ed.). **Rehabilitating damaged ecosystems**. 2. ed. Boca Raton: Lewis, 1995. p. 357-371.
- IPCC. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds), 2006.
- IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R.R. Levantamento florístico de trecho de Floresta Atlântica em Pariqueira-Açu, SP. **Naturalia**, v, 25, p. 97-129, 2001.
- IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; SOUZA, V.C. The importance of the regional floristic diversity for the forest restoration successfulness. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007. 286p..
- JAKOVAC, A. C. C. **O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Campinas. Campinas, 2007. 142p.
- JAKOVAC, A. C.C.; VOSQUERITCHIAN, S. B. ; BASSO, F. Epiphytes transplant to improve the diversity of restored areas. *Annales del II Simposio Internacional sobre restauracion ecológica. Cuba.* **Anais**, 2007.
- JANSEN, A. Territorial on vertebrate community structure as an indicator of success of a tropical rain forest restoration project. **Restoration Ecology**, v.5, n.2, p. 115-24, 1997.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H. (eds.). **Linking Species and Ecosystems**. New York: Chapman & Hall, 1995.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1946-1957, 1997.

- JONES, T.A. The restoration gene pool concept: Beyond the native versus non native debate. **Restoration Ecology**, v.11, n.3, p.281-290, 2003.
- JORDAN, C.F.; HERRERA, R. Tropical rain forest: are nutrients really critical? **The American Naturalist**, v.117, p.167-180, 1981.
- JORDANO, P.; M. GALETTI; M.A. PISO; W.R. SILVA. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à Biologia da Conservação. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S.; VAN SLUYS, M. (Ed.) **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos: Rima Editora, p.411-436, 2006.
- JUVENAL, T.L; MATTOS, R.L. **O setor florestal no Brasil e a importância de reflorestamento**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n.16, p3-30, setembro 2002.
- KAGEYAMA, P. Y. *et al.* Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP **IPEF - Série Técnica: Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP**, Piracicaba, 8(25):1-5, 1989.
- KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantação de espécies arbóreas nativas. **IPEF**. Piracicaba, 41 / 42:83-93, 1989.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JR., L; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (orgs.). **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 383-394.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. Resultados do Programa de Restauração com espécies arbóreas nativas do convênio Esalq/USP e CESP. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DASILVA, V. (eds.). **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: EMBRAPA, 2005. p. 47-58.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F., eds. **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo, Universidade de São Paulo, FAPESP, p.249-269. 2004.
- KAGEYAMA, P.Y. Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. **IPEF Série Técnica**, v.8, n.25, p.1-43, 1992.
- KAGEYAMA, P.Y.; BIELLA, L.C.; PALERMO, Jr. A. Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatório. In: Congresso Florestal Brasileiro, 6, Campos do Jordão. **Anais**. São Paulo, Sociedade Brasileira de Silvicultura, v. 1, pp. 109-12. 1990.
- KAGEYAMA, P.Y.; CUNHA, G.C.; BARRETO, K.D.; GANDARA, F.B.; CAMARGO, F.R.A.; SEBBENN, A.M. Diversidade e autocorrelação genética espacial em populações de *Ocotea odorifera* (Lauraceae). **Scientia Forestalis**, v.64, p.108-119, 2003a.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R. E. 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: Editora Fepaf, p.28-48, 2003c.
- KAGEYAMA, P.Y.; SEBBENN, A.M.; RIBAS, L.A.; GANDARA, F.B.; CASTELLEN, M.; PERECIM, M.B.; VENCOVSKY, R. Diversidade genética em espécies arbóreas tropicais de diferentes estágios sucessionais por marcadores genéticos. **Scientia Forestalis**, v.64, p.93-107, 2003b.
- KALISZ, S. Variable selection on the timing of germination in *Collinsia verna* (Scrophulariaceae). **Evolution**, v.40, n.3, p.479-491, 1986.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon.

- Journal of Tropical Forest**, n. 5, p. 173-185, 1989.
- KELLER, M.; KOLMANN, J.; EDWARDS, P.J. Genetic introgression from distant provenances reduces fitness in local weed populations. **Journal of Applied Ecology**, v.37, p.647-659, 2000.
- KNAPP, E.E.; RICE, K.J. Starting from seed: genetic issues in using native grasses for restoration. **Restoration and Management Notes**, v.12, p.40-45, 1994.
- LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v.310, p.1628-1632, 2005.
- LAMBAIS, M.R., CROWLEY, D.E., CURY, J.C., BULL, R.C. & RODRIGUES, R.R. Bacterial diversity in tree canopies of the Atlantic Forest. **Science**, v.312, n.1917, 2006.
- LAMMEL, D.R.; BRANCALION, P.H.S.; DIAS, C.T.S.; CARDOSO, E.J.B.N. Rhizobia and other legume nodule bacteria richness in Brazilian *Araucaria angustifolia* forest. **Scientia Agricola**, v.64, n.4, p.400-408, 2007.
- LAWTON, J.H. & JONES, C.G. Linking species and ecosystems: organisms as ecosystem engineers. In: JONES, C.G. & LAWTON, J.H. (eds.) **Linking Species and Ecosystems**. New York: Chapman & Hall, 1995. p.141-150.
- LEE, J.E.; OLIVEIRA, R.S.; DAWSON, T.E.; FUNG, I. Root functioning modifies seasonal climate. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 102, p. 17576-17581, 2005.
- LEOPOLD, A.C.; ANDRUS, R.; FINKELDEY, A.; KNOWLES, D. Attempting restoration of wet tropical forest in Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v.142, p. 243-49, 2001.
- LERF – Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (coord.). **Recuperação de áreas degradadas: uma proposta para o Cerrado da Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço – MT**. Brasília: FAMATO, SEMA, TNC, 2008. 30p.
- LERF – Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal. Projeto Parcelas Permanentes. Disponível em: <http://www.lerf.esalq.usp.br/parapre.php>. Acessado em 05/02/2009.
- LESICA, P.; ALLENDORF, F.W. Ecological genetics and the restoration of plant communities: mix or match? **Restoration Ecology**, v.7, n.1, p.42-50, 1999.
- LIMA, R.A.F. de; MOURA, L.C. de. Canopy Gap Colonization in the Atlantic Montane Rain Forest. *Braz. arch. biol. tech.*
- LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. O papel do ecossistema ripário In: (Org.) **Implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa, cap. 6, p. 77-87. 2006.
- LINHART, Y.B.; GRANT, M.C. Evolutionary consequence of local genetic differentiation in plants. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.27, p.237-277, 1996.
- LORTIE, C.J.; BROKER, R.W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; MICHALET, R. PUGNAIRE, F.I. & CALLAWAY, R.M. Rethinking plant community theory. **Oikos**, v.107, n.2, p.433-438, 2004.
- LUCA, A.O. **Fenologia, potencial germinativo, e taxa de cruzamento de uma população de paineira (*Chorisia speciosa* St. Hil. Bombacaceae) em área ciliar implantada**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”- Universidade de São Paulo, 2002. 84p. (Dissertação de Mestrado).
- LUGO, A.; SILVER, W.L.; COLÓN, S.M. Biomass and nutrient dynamics of restored neotropical forest. **Water, air and soil pollution: focus**, v.4, n.2-3, p.731-746, 2004.
- LUO, M.; DENNIS, E.S.; BERGER, F.; PEACOCK, W.J.; CHADAUDHURY, A. MINISEED3 (MINI3), a WRKY family gene, and HAIKU2 (IKU2), a leucine-rich repeat (LRR) KINASE

- gene, are regulators of seed size in *Arabidopsis*. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v.102, n.48, p.17531-17536, 2005.
- LYONS, K.G.; BRIGHAM, C.A.; TRAUT, B.H.; SCHWARTZ, M.W. Rare species and ecosystem functioning. **Conservation Biology**, v.19, p.1019-1024, 2005.
- MADTRICH, M.D.; HUNTER, M.D. Phenotypic diversity influences ecosystem functioning in an oak sandhills community. **Ecology**, v.83, n.8, p.2084-2090, 2002.
- MAKARIEVA, A.M.; GORSHKOV, V.G.; LI, B. Conservation of water cycle on land via restoration of natural closed-canopy forests: implications for regional landscaping manage. **Ecological Research**, v.21, n.6, 897-906, 2006.
- MALAVASI, E.O. **Sistema de cobro y pago por servicios ambientales en Costa Rica**. San Jose: Escuela de Ingeniería Forestal, 2002. Serie de Apoyo Académico n. 34.
- MANFRINATO, W **Áreas de preservação permanente e reserva legal no contexto da mitigação de mudanças climáticas: mudanças climáticas, o código florestal, o Protocolo de Quioto e o mecanismo de desenvolvimento limpo**. Rio de Janeiro: The Nature Conservancy; 2005.
- MARGALEF, R. On certain unifying principles in ecology. **American Naturalist**, v.97, p.357-374, 1963.
- MARTINELLI, L.A.; DEVOL, A.H.; VICTORIA, R.L. Stable carbon isotope variation in C3 and C4 plants along the Amazon River. **Nature**, v. 353, p. 57-59, 1991.
- MARTINI, A.M.Z, FIASCHI, P., AMORIM, A.M. & PAIXAO, J.L. A Hot-point within hot-spot: a high diversity site in Brazil Atlantic Forests. **Biodiversity and Conservation**, v.16, p.3111-3128, 2007.
- MARTINS, O.S. **Determinação do potencial de seqüestro de carbono na recuperação de matas ciliares na região de São Carlos – SP**. Curso de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. 2004. 137p.
- MATLACK, G.R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the Eastern United States. **Biological Conservation**, n. 66, p. 185-194, 1993.
- MATTHES, L. A. F.; MARTINS, F. R. Conceitos em sucessão ecológica. **Rev. Bras. Hort. Orn.**, Campinas, v.2, n.2, p.19-32, 1996.
- McKAY, J.K.; CHRISTIAN, C.E.; HARRISON, S.; RICE, K.J. "How local is local"? A review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. **Restoration Ecology**, v.13, n.3, p.432-440, 2005.
- McKEE, K.L.; FAULKNER, P.L. Restoration of biogeochemical function in mangrove forests. **Restoration Ecology**, v.8, n.3, p.247-259, 2000.
- MELO, A. C. G **As florestas nativas brasileiras**. In: Revista Opiniões (sobre o setor de celulose e papel). Março/Maio de 2007.
- MELO, A.C.G, DURIGAN, G **Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil**. Scientia Forestalis, n.71, p. 149-154, agosto 2006
- MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, n.73, p.101-111, 2007.
- MELO, V.A. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no Estado de Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 1997. 39p.
- MELO, V.A., GRIFFITH, J.J., DEMARCO JR, P., SILVA, E., SOUZA, A.L., GUEDES, M.C., OZÓRIO, T.F. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. **Revista**

Árvore, 24, 235-240, 2000.

- METZGER, J.P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Editora Fepaf, p.51-76, 2003.
- MEYER, S.E.; KITCHEN, S.O.; CARLSON, S.L. Seed germination timing patterns in intermountain *Penstemon* (Scrophulariaceae). **American Journal of Botany**, v.82, p.377389, 1995.
- MILLAR, C.I.; LIBBY, W.J. Restoration: Disneyland or a native ecosystem? **Restoration and Management Notes**, p.03-10, 1989.
- MITTERMEIER, R.A., GIL, P.R., HOFFMANN, M., PILGRIM, J., BROOKS, J., MITTERMEIER, C.G., LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. (eds.). **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Washington, DC: Cemex, 2004. 390p.
- MONTAGNINI, F. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: Experiences from Latin America. **Interciencia**, v.26, n.10, p.498-503, 2001.
- MONTALVO, A.M.; WILLIAMS, S.L.; RICE, K.J.; BUCKMAN, S.L.; CORY, C.; HANDEL, S.N.; NABHAN, G.P.; PRIMACK, R.; ROBICHAUX, R.H. Restoration biology: a population biology perspective. **Restoration Ecology**, v.5, n.4, p.277-290, 1997.
- MONTGOMERY, R.A.; CHAZDON, R.L. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. **Oecologia**, n.131, p.165-174, 2002.
- MOREIRA, P.R.; SILVA, O.A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, v.28, n.1, p.49-59, 2004.
- MORELLATO, L.P.C. **Fenologia de árvores, arbustos e lianas em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil**. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 176 p., 1991.
- MORITZ, C. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary process that sustain it. **Systematics Biology**, v.51, n.2, p.238-254, 2002.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974. 547p.
- MURCIA, C. Ecología dela polinización. In.: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (eds.) **Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales**. Cartago: Ediciones Lur, 2002. p. 493-530.
- MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, p. 853-858, 2000.
- 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. (org.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. 1. ed. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 103-126.
- 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**. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba: 2005. 218p.
- NEPSTAD, D.C.; de CARVALHO, C.R.; DAVIDSON, E.A.; JIPP, P.H.; LEFEBVRE, P.A.; NEGREIROS, G.H.; da SILVA, E.D.; STONE, T.A.; TRUMBORE, S.E.; VIEIRA, S. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, v.372, p.666-669, 2002.

- NETO, J.A.A.M.; MARTINS, F.R. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da mata da silvicultura, uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, 27 (4): 459-471, 2003.
- NOBLE, I.R.; GITAY, H. A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. **Journal of Vegetation Science**, n.7, p.329-336, 1996.
- NOFFS, P. da S.; GALLI, L. F.; GONÇALVES, J. C. **Recuperação de áreas degradadas da Mata Atlântica: uma experiência da CESP (Companhia Energética de São Paulo)**. São Paulo: Conselho da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2000. Caderno n. 3.
- NOGUEIRA, J.O.B. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. **Boletim técnico. Instituto Florestal**, São Paulo (24): 1-14, 1977.
- NUNNEY, L.; CAMPBELL, K.A. Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. **Trends in Ecology and Evolution**, v.8, n.7, p.234-239, 1993.
- ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v.164, p.262-270, 1969.
- OHTO, M.A.; FISCHER, R.L.; GOLDBERG, R.B.; NAKAMURA, K.; HARADA, J.J. Control of seed mass by APETALA2. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v.102, p.3117-3122, 2005.
- OLIVEIRA, R. S.; BEZERRA, L.; DAVIDSON, E.; PINTO, F.; KLINK, C.; NEPSTAD, D.; MOREIRA, A. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v. 19, p. 574-581, 2005a.
- OLIVEIRA, R.S.; DAWSON, T.; BURGESS, S.; NEPSTAD, D. Hydraulic redistribution in three amazonian trees. **Oecologia**, v. 145, p. 354-363, 2005b.
- OLIVEIRA, RR.; LACERDA, L.D. Produção e composição química da serapilheira na Floresta da Tijuca (RJ). **Revista Brasileira de Botânica**, v.16, n.1, p.93-99, 1993.
- PADILLA, M.F.; PUGNAIRE, F.I. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. **Frontiers in Ecology and Environment**, v.4, n.4, p.1906-202, 2006.
- PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B. & SILVA, J.M.C. A fauna brasileira ameaçada de extinção: síntese taxonômica e geográfica. In: MACHADO, A.B.M., DRUMMOND, G.M. & PAGLIA, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. p.63-70.
- PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. Ecological Theory and Community Restoration. **Restoration Ecology**, v. 5, n.4, p.291-300, 1997.
- PALMER, M.W. Variation in species richness: towards a unification of hypotheses. **Folia Geobotanica and Phytotaxonomica**, n.29, p.511-530, 1994
- PARKER, V. T.; PICKETT, S. T. A. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. (eds.). **Restoration Ecology and Sustainable Development**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 17-32.
- PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLE JR., J.M. Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.21-42, 1997.
- PARROTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, n.99, p.1-7, 1997.
- PENEIREIRO, F.M. **Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso**. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 1999.

- PETERS, H.A. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. **Ecology Letters**, v.6, p.757-765, 2003.
- PETIT, R.J. Biological invasions at the gene level. **Diversity and distributions**, v.10, p.159-165, 2004.
- PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. (2005) Vegetation dynamics. In.: VAN DER MAAREL (ed.) **Vegetation Ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p.172-198.
- PICKETT, S.T.A.; OSTEFELD, R.S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R.L.; BATES, S.F. (Eds.) A new century for natural resources management. (pp. 262-295). Washington: Island Press. 1995.
- PICKETT, S.T.A.; PARKER, T.; FIEDLER, P.L. The New Paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species Level. In: FIEDLER, P.L.; JAINS, S.K. (eds.). **Conservation Biology**. New York: Chapman & Hall, 1992. p.65-88.
- PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer-Verlag, 213p., 1982.
- PINTO, L.P., BEDÊ, L., PAESE, A., FONSECA, M., PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (eds.). **Biologia da Conservação: Essências**. Rio de Janeiro: RiMa Editora, 2006. p.91-118.
- PROCTOR, M.; TEO, P.; LACK, A. **The Natural History of Pollination**. Hampshire: Harper Collins Publishers, 1996. 479p.
- PULITANO, F.M.; DURIGAN, G. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo, Páginas e Letras, p.419-445, 2004.
- RAVEN, P.H. Science, sustainability, and the human prospect. **Science**, v.297, p.954-958, 2002.
- REIS, A., BECHARA, F. C., ESPINDOLA, M. B., VIEIRA, N. K. & LOPES, L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos sucessionais. **Natureza & Conservação** 1, 28-36, 2003.
- REIS, M.S. **Distribuição e dinâmica da variabilidade genética em populações naturais de palmitero (*Euterpe edulis Martius*)**. Piracicaba, Tese (Doutorado). ESALQ, Universidade de São Paulo, 210 p., 1996.
- RESENDE, A.V.; FURTINI NETO, A.E.; MUNIZ, J.A.; CURI, N.; FAQUIN, V. Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes grupos sucessionais em resposta a doses de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.34, n.11, p.2071-2081, 1999.
- RESTREPO, C. Frugivoria. In: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Ed.) **Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales**. Cartago: Ediciones Lur, 2002. p.531-557.
- RICE, E. L. **Allelopathy**. Orlando: Academic Press, 1984.
- RICKLEFS, R.E. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **The American Naturalist**, v.111, p.376-381, 1977.
- RITLAND, K. Correlated matings in the partial selfer *Mimulus guttatus*. **Evolution**, v.43, p.848-859, 1989.
- RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. (orgs.). **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Imprensa Oficial do Estado

de São Paulo, 2008.

- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235-247.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v.2, n.1, p.4-15, 1996.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. de (eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 203-215.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restoration actions. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded áreas**. New York: Nova Science Publishers, 2007. Cap. 2.2, p. 77-102.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ATTANASIO, C.M. Adequação ambiental de propriedades agrícolas. In: FUNDAÇÃO CARGILL (coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: _____, 2007. p. 145-171.
- RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F.; CRESTANA, M.S.M. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis/SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. Curitiba, 1992. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1992. p.406-414.
- 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**, 2009 (no prelo).
- RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; BARROS, L.C. de. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, n.190, p.323-333, 2004.
- RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. 286p.
- RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, S. As teorias e os processos ecológicos envolvidos nas diversas etapas da restauração florestal (capítulo 5). In: BARBOSA, L.M., SANTOS JUNIOR (orgs). **A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais**. São Paulo, Sociedade Botânica do Brasil, 2007. 680p.
- ROTHER, D.C.; RODRIGUES, R.R.; PIZO, M.A. Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. **Forest Ecology and Management**, n.257, p.885-892, 2009.
- RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, v.13, n.3, p.569-577, 2005.
- SALTONSTALL, K. Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. **Proceedings of the Natural Academy of Sciences – USA**, v.99, p.2445-2449, 2002.
- SANQUETTA, C. R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R.; ZILLIOTTO, M.A.B.; GOMES, F. S. **As Florestas e o Carbono** Curitiba, Brasil, 2002
- SANTOS, A.M.M.; CAVALCANTI, D.R.; SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. **Journal of Biogeography**, v.34, p.437-446, 2007.

- SANTOS, B.A.; PERES, C.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.A.S.; ALVES-COSTA, C.P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.141, p.249-260, 2008.
- SÃO PAULO. Portaria nº05/2002, de 18 de janeiro de 2002. Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 31/01/2002. Seção Meio Ambiente.
- SÃO PAULO. Resolução nº08/2008, de 31 de janeiro de 2008. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 01/02/2008. Seção Meio Ambiente.
- SÃO PAULO. Resolução nº21/2001, de 21 de novembro de 2001. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 22/11/2001. Seção Meio Ambiente.
- SÃO PAULO. Resolução nº47/2003, de 26 de novembro de 2003. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 26/11/2003. Seção Meio Ambiente.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v.5, n.1, p.18-34, 1991.
- SAUTTER, K.D. Meso (Acari e Collembola) e macrofauna (Oligochaeta) na recuperação de solos degradados In: Dias, L.E. & Melo, J.W.V. (eds) **Recuperação de áreas degradadas**. UFV, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p.197-202, 1998.
- SCATENA, F.N., SILVER, W., SICCAMI, T., JOHNSON, A. & SÁNCHEZ, M.J. 1993. **Biomass and nutrient content of the Bisley Experimental Watersheds, Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico, before and after Hurricane Hugo, 1989**. *Biotropica* 25(1):15-27.
- SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R.; SHEPHERD, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v.152, p.185-199, 2001.
- SEBBENN, A.M. Número de árvores matrizes e conceitos genéticos na coleta de sementes para reflorestamentos com espécies nativas. **Revista do Instituto Florestal**, v.14, n.2, p.115-132, 2002.
- SEBBENN, A.M. Número de populações para a conservação genética *in situ* de espécies arbóreas. **Revista do Instituto Florestal**, v.15, n.1, p.45-51, 2003a.
- SEBBENN, A.M. Sistema de reprodução em espécies arbóreas tropicais e suas implicações para a seleção de árvores matrizes para reflorestamentos ambientais. In: HIGA, A.R.; SILVA, L.D. (Org.). **Pomar de sementes de espécies florestais nativas**. Curitiba: FUFPEF, 2006. pp.93-138.
- SEBBENN, A.M.; KAGEYAMA, P.Y.; DIO JUNIOR, O.J.; SIQUEIRA, A.C.F.M. Variação genética entre e dentro de populações de amendoim - *Pterogyne nitens*. **Scientia Forestalis**, v.56, p.29-40, 1999.
- SEBBENN, A.M.; KAGEYAMA, P.Y.; VANCOVSKY, R. Parâmetros genéticos na conservação de Cabreúva - *Myroxylon peruiferum* L. F. Allemão.. **Scientia Forestalis**, v.53, p.31-38, 1998.
- SEBBENN, A.M.; KAGEYAMA, P.Y.; VENCOSKY, R. Conservação genética *in situ* e número de matrizes para a coleta de sementes em população de *Genipa americana*. **Scientia Forestalis**, v.63, p.13-22, 2003b.

- SEBBENN, A.M.; SEOANE, C.E.S.; KAGEYAMA, P.Y.; LACERDA, C.M.B. Estrutura genética em populações de *Tabebuia cassinoides*: implicações para o manejo florestal e a conservação genética. **Revista do Instituto Florestal**, v.13, n.2, p.99-113, 2001b.
- SEBBENN, A.M.; ZANATTO, A.C.S.; KAGEYAMA, P.Y. Estrutura genética em populações de Jequitibá-rosa (*Cariniana legalis* (Mart.) O. Ktze.) por caracteres quantitativos e isoenzimas. **Revista do Instituto Florestal**, v.13, n.2, p.121-134, 2001a.
- SENZEN, U.U.; CHAZDON, R.L.; HOLSINGER, K.E. Genetic consequences of tropical second-growth forest restoration. **Science**, v.307, p.891, 2005.
- SEONE, C.E.S.; SEBBENN, A.M.; KAGEYAMA, P.Y. Efeitos da fragmentação florestal na estrutura genética de populações de *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Guarantã). **Scientia Forestalis**, v.57, p.123-139, 2000.
- SHAFFER, M.L. Minimum population sizes for species conservation. **Bioscience**, v.31, n.2, p.131-134, 1981.
- SIDDIQUE, I.; ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A.; LAMB, D.; NARDOTO, G.B.; OMETTO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; SCHIMIDT, S. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings with seven years. **Biogeochemistry**, v.88, p.89-101, 2008.
- SILVA, I.R.; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N. VALE, F.R. Crescimento inicial de quatorze espécies florestais nativas em resposta à adubação potássica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.32, n.2, p.205-212, 1997.
- SILVA, L.O. Recomposição de matas nativas empreendida pela CESP: evolução do programa e concepções norteadoras. **Revista do Instituto Florestal**, v.4, n.4, p.1054-1060, 1992.
- SILVA, M. L., JACOVINE, L. A. G. , VALVERDE, S. R. Oportunidades para o setor florestal brasileiro com o advento do mercado de créditos de carbono. In: **Revista Ação Ambiental**. Ano IV, nº 21, dezembro/janeiro 2001, UFV, Viçosa, MG.
- SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. 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.77-90, 2003.
- SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. 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.77-90, 2003.
- SILVEIRA, E.R.; DURIGAN, G. Recuperação de Matas Ciliares: Estrutura da floresta e regeneração natural aos dez anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.) **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista – Resultados da cooperação Brasil-Japão**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2004. p.325-347.
- SILVER, W.L.; OSTERTAG, R.; LUGO, A.E. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p.394-407, 2000.
- SIMÕES, C.G.; MARQUES, M.C.M. The role of sprouts in the restoration of Atlantic Rainforest in Southern Brazil. **Restoration Ecology**, v.15, n.1, p.53-59, 2007.
- SINGH, K.P.; MANDAL, T.N.; TRIPATHI, S.K. Patterns of restoration of soil physiochemical properties and microbial biomass in different landslide sites in the sal forest ecosystem of Nepal Himalaya. **Ecological Engineering**, v.17, n.4, p.385-401, 2001.

- SIQUEIRA, A.C.F.M.; SEBBENN, A.M.; ETTORI, L.C.; NOGUEIRA, Z.C.B. Variação genética entre e dentro de populações de *Balfourodendron riandelianum* (Engler.) para a conservação *ex situ*. **Revista do Instituto Florestal**, v.12, n.2, p.89-103, 2000.
- SIQUEIRA, J.O.; CARNEIRO, M.A.C.; CURI, N.; ROSADO, S.C.S.; DAVIDE, A.C. Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to sucessional groups in Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.107, p.241-252, 1998.
- SIQUEIRA, L.P. de. **Monitoramento de áreas restauradas no estado de São Paulo, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 128p., 2002.
- SIQUEIRA, L.P. de; MESQUITA, C.A.B. **Meu pé de Mata Atlântica: experiências de recomposição florestal em propriedades particulares no Corredor Central**. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto BioAtlântica, 2007. 188p.
- SOARES, P.G. **Efeito da inoculação com rizóbio no estabelecimento, crescimento inicial, e abundância natural de ¹⁵N em leguminosas (Fabaceae) arbóreas nativas plantadas por semeadura direta**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2007. 65p.
- 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. **Sci. For.**, Piracicaba, v.36, n.78, p.115-121, jun. 2008.
- SOBRAL, M. & STEHMANN, J.R. An analysis of new angiosperm species discoveries in Brazil (1990-2006). **Táxon**, v.58, n.1, p.1-6, 2009.
- SORREANO, M. C. M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2002. 145p.
- SORREANO, M.C.M. **Avaliação da exigência nutricional na fase inicial do crescimento de espécies florestais nativas**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2006. 296p.
- SOUZA, F.M. **Associações entre espécies arbóreas do dossel e do subbosque em uma floresta estacional semidecidual**. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de Campinas, 2007. 106p.
- SOUZA, F.M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e regeneração natural em áreas restauradas. Piracicaba**. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba: 2000. 69p.
- SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185-200, 2004.
- SOUZA, L.M.I.; KAGEYAMA, P.Y.; SEBBENN, A.M. Estrutura genética de populações fragmentadas de *Chorisia speciosa* St. Hil. (Bombacaceae). **Scientia Forestalis**, v.65, p.70-79, 2004.
- SPRENT, J.I. **Nodulation in legumes**. Kew: Royal Botanic Gardens, 2001. 146p.
- STRANGHETTI, V. & TARODA-RANGA, N. Phenological aspects of flowering and fruiting at Ecological Station of Paulo de Faria, SP, Brazil. **Tropical Ecology**, v.38, n.2, p.323-327, 1997.
- SUDING, K.N.; GROSS, K.L.; HOUSERMAN, G.R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v.19, n.1, p.46-53, 2003.
- SUNDARESAN, V. Control of seed size in plants. **Proceedings of the National Academy**

- of Sciences USA** , v.102, n.50, p.17887-17888, 2005.
- SWAINE, M.D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetation**, v. 75, p. 81-86, 1988.
- TAMBOSI, L.R. **Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação da zona de amortecimento**. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo: 2008. 86p.
- TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modelling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, n.257, p.1219-1230, 2009.
- TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERRETI, A. **Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil**. Extension Serie no. 153 (p.98-115) Taiwan Forestry Research Institute. International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring, November, 2002. Curitiba: SPVS, 2002. TNC/SPV
- TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERRETI, A. **Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil**. Extension Serie no. 153 (p.98-115) Taiwan Forestry Research Institute. International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring, November, 2002. Curitiba: SPVS, 2002. TNC/SPV
- TIESSEN, H.; CUEVAS, E.; CHACON, P. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. **Nature**, v.371, p.783-785, 2002.
- TRIQUET, A. M.; MCPEEK, G. A.; MACCOMB, W. C. Songbird Diversity in Clearcuts with and without a Riparian Buffer Strip. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 45, n. 4, p. 500-503, 1990.
- TURKER, N.I.J.; MURPHY, T.M. The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observation from the wet tropics of North Queensland. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 133-152, 1997.
- TURNER, I.M.; CORLETT, R.T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v.11, p.330-333, 1996.
- UNFCCC **Simplified baseline and monitoring methodologies for selected A/R small- scale cdm project activity categories**. Annex 1. In: Report of the fifth meeting of the afforestation and reforestation working group.
- VAN AARDE, R.J.; FERREIRA, S.M.; KRITZINGER,J.J.; VAN DYK, P.J.;VOGT, M.; WASSENAAR, T.D. An evaluation of habitat rehabilitation on coastal dune forest in northern Kwazulu-Natal, South Africa. **Restoration Ecology**, v. 4, n.4, p.334-345, 1996.
- VAN DER PJIL, L. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1972.
- VASQUÉZ-YANES, C.; GUEVARA, S. S. Caracterización de los grupos ecológicos de arboles de la selva húmeda. In: GOMÉZ-POMPA, A.; VASQUÉZ-YANES, C.; RODRÍGUEZ, S. del A.; CERVERA, A. B. (coord.). **Investigaciones sobre la regeneracion de selvas en Veracruz, México**. México: Compañía Editorial Continental, 1985. p. 67-68.
- VELOSO, H.P. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE -Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 91p.,1992.
- VENCOVSKY, R. **Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasma de espécies alógamas**. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, n.35, p.79-84, 1987.

- VIANA, V. M. Ecologia de populações florestais colonizadoras e recuperação de áreas degradadas. In: WATANABE, S. (coord.). SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, 1987, Cananéia. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1987. v. 1. p. 29-39.
- VIANI, R. A. G. ; NAVE, A. G. ; RODRIGUES, R. R. . Transference of seedlings and aloctone young individuals as ecological restoration methodology. In: Rodrigues, RR, Martins, SV, Gandolfi, S.. (Org.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. 1 ed. : Nova Science Publishers, v. 1, p. 145-170, 2006.
- VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. Impacto da remoção de plântulas sobre a estrutura da comunidade regenerante de floresta estadula semidecidual. **Acta Bot. Bras**. 22 (4): 1015-1026, 2008.(no prelo).
- VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, n.8, p. 1067-1075, 2007.
- VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de Eucalyptus) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal**. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, 188p., 2005.
- VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, v.29, n.4, p.541-554, 2006.
- VIEIRA, S.A., ALVES. L.F.; AIDAR, M.; ARAÚJO, LS.; BAKER, T.; BATISTA, J.L.F.; CAMPO, M.C.; CAMARGO, P.B.; CHAVE, J.; DELITTI, W.B.C.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JOLY, C.A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L.A.; MATTOS, E.A. de; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F.A.M. dos.; SHIMABUKURO, M.T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S.E. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotrop.**, v.8, n.2, p.21-29, abr./jun. 2008.
- VITOUSEK, P. M.; SANFORD JR., R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.17, p.137-167, 1986.
- VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v.277, p. 494-499, 1997.
- VITOUSEK, P.M.; WALKER, L.; WHITEAKER, L.; MUELLER-DOMBOIS, D.; MATSON, P. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. **Science**, v.238, p.802–804, 1987.
- WAECHTER, J. L. Epiphytic orchids in eastern subtropical South America. In: PEREIRA, C. E. B (ed.). WORLD ORCHID CONFERENCE, 15, 1996, Rio de Janeiro, Brazil. **Proceedings... Naturalia**, p. 332-341. 1998.
- WALKER. B. Biodiversity and ecological redundancy. **Conservation Biology**, n.6, p.18-23, 1992.
- WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v.277, n.5322, p.102-104, 1997.
- WHITMORE, T.C. A review of some aspects of tropical rain forest seedlings ecology with suggestions for further enquiry. In: SWAINE, M.D. (ed.) **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO and The Parthenon Publishing. Group Ltda, 1996. Man & Biosphere Series; Vol. 18, p.3-39.

- WHITMORE, T.C. Forty years of Rain Forest ecology 1948-1988 in perspective. **GeoJournal**, v.19, n.4, p.347-360, 1989.
- WILLS, C. Nonrandom processes maintain diversity in tropical forests. **Science**, v.311, p.527-531, 2006.
- WILLS, C.; CONDIT, R.; FOSTER, R.B.; HUBBELL, S.P. Strong density- and diversity-related effects help to maintain tree species diversity in a neotropical forest. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, V.94, p.1252-1257, 1997.
- WITHGOTT, J. Botanical nursing. **BioScience**, v.50, n.6, p.479-484, 2000.
- WRIGHT, J.P. & JONES, C.G. The concept of organisms as ecosystem engineers ten years on: Limitations, and challenges. **BioScience**, v.56, n.3, p.203-209, 2006.
- WRIGHT, J.S. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v.130, p.1-14, 2002.
- WUETHRICH, B. Biodiversity: reconstructing Brazil's Atlantic Rainforest. **Science**, v. 315, p.1070-1072, 2007.
- WUNDERLE JR, J.M. The role of seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, 99:223-235, 1997.
- WUNDERLE, J.M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, n.99, p.223-235, 1997.
- YOUNG, T.P. Restoration ecology and conservation biology. **Biol. Conserv.**, 92, 73-83, 2000.
- ZANINI, L., GANADE, G. Restoration of Araucaria Forest: the roles of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. **Restoration Ecology**, 13, 507-514.
- ZILLER, S.R. Plantas exóticas e invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, v.30, n.178, p. 77-79, dez. 2001.
- ZIPPARRO, V.P.; MORELLATO, P.C. Seed predation of *Virola bicuhyba* (Schott) Warb. (Myristicaceae) in the Atlantic forest of south-eastern Brazil. **Revista Brasil. Bot.**, v.28, n.3, p.515-522, jul.-set. 2005.
- ZONETE, M.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. **Plano de pesquisa e desenvolvimento em recomposição e enriquecimento florestal com espécies nativas no Parque Florestal São Marcelo (International Paper) em Mogi-Guaçu-SP**. Piracicaba: Relatório do Estágio Profissionalizante em Engenharia Florestal – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2005. 55p.
- ZOU, X. & GONZALES, G. Changes in Earthworm density and community structure during secondary succession in abandoned tropical pastures. **Soil Biology & Biochemistry**, v.29, n.3/4, p.627-629, 1997.

Relatos de experiências em restauração ecológica de alguns parceiros do PACTO:

1. IPÊ - INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS

O Resgate da Grande Reserva do Pontal do Paranapanema.

A experiência busca atender as necessidades básicas na busca de uma reforma agrária sustentável nos assentamentos rurais do Pontal do Paranapanema, extremo oeste do Estado de São Paulo. Trata-se também de uma ampliação na discussão sobre o modelo atual de reforma agrária, e mais especificamente, na forma de trabalhar a terra que até então segue a grande maioria das ocupações realizadas pelo movimento dos trabalhadores rurais sem terra (MST). O lema e a doutrina do movimento é sustentado pelo tripé composto pelas palavras “*Ocupar, resistir e produzir*”, comumente gritado em coro de vozes durante as assembleias e reuniões nos assentamentos do Pontal e de todo Brasil. Esta experiência está incorporando uma quarta palavra na sustentabilidade da reforma agrária da região do Pontal; “*Ocupar, resistir, produzir e conservar.*”

Entre as necessidades principais básicas incorporadas nesta experiência, destacamos:

- a) a capacitação, assistência e a extensão para técnicos e lideranças das comunidades assentadas na teoria e na prática de sistemas agroflorestais, e
- b) implantação de viveiros agroflorestais comunitários nos assentamentos,
- c) a restauração de paisagens fragmentadas por meio de sistemas agroflorestais inovadores,
- d) o reflorestamento de áreas de reserva legal em assentamentos rurais,
- e) construção de políticas públicas apropriadas.

Laury Cullen, Ph.D

2. COOPLANTAR

O projeto Recuperação da Mata Atlântica e Proteção das Águas da Bacia do Rio Caraíva, iniciado em 2004 pelo Instituto Cidade, Associação dos Nativos de Caraíva e Grupo Ambiental Natureza Bela, têm fomentado um processo permanente e sustentável de recuperação ambiental, proteção dos recursos hídricos e da biodiversidade nas bacias da Costa do Descobrimento, no Extremo Sul da Bahia, através de uma experiência piloto de gestão coletiva da bacia do rio Caraíva.

A Cooplar – Cooperativa dos Reflorestadores de Mata Atlântica do Extremo Sul da Bahia, é uma cooperativa de trabalho voltada para a execução de serviços de restauração florestal na região do Extremo Sul da Bahia. Para contextualizar o processo de criação desta cooperativa de serviços devemos voltar ao ano de 2004, quando a Associação dos Nativos de Caraíva (ANAC), o Instituto Cidade e o Grupo Ambientalista Natureza Bela apresentaram ao Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (CEPF, por sua sigla em inglês) o projeto Recuperação da Mata Atlântica e Proteção das Águas da Bacia do Rio Caraíva. Este projeto, cujo objetivo principal é dar início a um processo permanente e sustentável de recuperação ambiental, proteção das águas e da biodiversidade nas bacias da Costa do Descobrimento, através de uma experiência piloto de gestão coletiva da bacia do rio Caraíva, tem como premissa básica a percepção de que resultados permanentes em recuperação ambiental pressupõem protagonismo de cidadãos e organizações locais em processos de gestão pública compartilhada.

Um dos componentes deste projeto foi o plantio de espécies arbóreas nativas em propriedades rurais da bacia, com a finalidade de recuperar Áreas de Preservação Permanente (APP) e promover o engajamento direto dos proprietários particulares no compromisso de recuperação da Mata Atlântica e formação de corredores ecológicos. Além desses, a participação e o protagonismo de membros da comunidade, especialmente aqueles vinculados à Associação dos Nativos de Caraíva, têm dado a este projeto um aspecto socioambiental valioso e extremamente pertinente para a sustentabilidade das ações e práticas que têm sido difundidas.

Um dos desdobramentos sociais deste processo de participação de trabalhadores rurais e membros da comunidade da bacia do Caraíva em plantios de recomposição florestal foi a percepção destes de que tais serviços poderiam se constituir em uma oportunidade de trabalho e renda real e plenamente factível, vislumbrando, deste modo, a melhoria da qualidade de vida das pessoas e famílias envolvidas. Pela percepção dos comunitários, esta melhoria se dará tanto pela melhor qualidade do ambiente em que vivem quanto pelo aumento da renda familiar

a partir de uma nova atividade, até então desconhecida para eles: a execução de serviços de restauração florestal.

Como resultado prático desta percepção, a própria comunidade iniciou um processo de discussão para construir, de maneira coletiva, democrática e independente, uma nova organização social comunitária que, à luz dos seus anseios e da legislação vigente, tornasse viável o sonho de gerar oportunidades de trabalho associadas à recuperação de parte da cobertura florestal outrora existente nesta bacia hidrográfica. Deste processo surgiu, ainda no início de 2005, o sonho de se criar uma cooperativa de plantadores da Mata Atlântica.

Com esta proposta formatada, a comunidade deu início à formação de parcerias que pudessem auxiliá-los na busca pelo conhecimento, pelas informações e pela qualificação necessárias para a viabilização deste sonho coletivo. Deste modo, pouco mais de um ano depois de árduo trabalho, muitos debates e um curso de cooperativismo, foi criada a Cooperativa de Trabalho dos Reflorestadores da Mata Atlântica do Extremo Sul da Bahia, registrada com a sigla COOPLANTAR.

A principal preocupação das organizações que se empenharam em colaborar com o processo de criação da COOPLANTAR tem sido a identificação e fomento à formação de uma demanda de mercado para os serviços oferecidos pela cooperativa. Outra forma de colaboração que tem sido aportada pelas instituições parceiras, e mais recentemente pela própria COOPLANTAR, já legalmente estabelecida, é a promoção de cursos de qualificação para os cooperativados e a assistência técnica nos projetos de restauração.

Quase três anos após seu início, além dos 85 hectares de Mata Atlântica restaurados em parceria com os proprietários rurais, em áreas-chave para a formação de corredores entre os parques nacionais do Pau Brasil e Monte Pascoal, este projeto despertou o desejo de moradores das comunidades locais para a formação da COOPLANTAR, uma cooperativa de trabalho especializada nos serviços de restauração florestal da Mata Atlântica na região.

Com 35 cooperados registrados, a Coopplantar inicia suas atividades com um contrato com a Veracel Celulose, maior proprietária individual de terras na bacia do rio Caraíva, para a restauração de 107 hectares, os quais permitirão a formação de um maciço florestal contínuo de mais de 4 mil hectares. Desde o início das operações, a cooperativa conta com o apoio do Instituto BioAtlântica, que assumiu a responsabilidade técnica pelos plantios e orienta os cooperados no monitoramento das atividades e dos custos das operações. Com treinamento do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal da USP e assessoria de diversas organizações parceiras, a Coopplantar materializa o desafio de conciliar a recuperação de parte da cobertura



Grupo de fundadores da COOPLANTAR - ©Acervo Instituto BioAtlântica

florestal nativa da Mata Atlântica com a geração de trabalho e renda para populações locais. Seus resultados serão um exemplo para outras iniciativas de recuperação florestal com um olhar social.



Cooperados em seu primeiro contrato - ©Acervo Instituto BioAtlântica

3. ASSOCIAÇÃO MICO-LEÃO-DOURADO

A Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) vem, desde 1996, implantando corredores florestais para conectar 25.000ha de remanescentes de Mata Atlântica localizados na bacia do rio São João, RJ, visando o estabelecimento de uma metapopulação viável de micos-leões-dourados. Desde então, 26ha de corredores foram estrategicamente plantados, conectando quase 10.000ha de fragmentos florestais prioritários por sua localização espacial e importância biológica à manutenção dos micos-leões-dourados. Todas as ações de restauração florestal contam com o apoio imprescindível de proprietários rurais e comunidades locais, órgãos governamentais (ICMBio, Ibama) e de diversos financiadores, nacionais e internacionais.

Dentre os 24 corredores florestais já implantados, um merece destaque: o corredor florestal Santa Helena-Vale do Cedro, localizado nos limites de duas propriedades com os mesmos nomes. O corredor tem 250 metros de comprimento e 60 metros de largura, sendo as áreas que o compõem fisicamente separadas por cerca. Esses foram os primeiros corredores plantados em áreas privadas pela AMLD, em 1997. Na Vale do Cedro, o proprietário permitiu o livre acesso do gado após 3 anos da implantação, o que prejudicou o estabelecimento dos indivíduos dispersos naturalmente. Por sua vez, o proprietário da Santa Helena não permitiu o acesso do gado à área restaurada; com isso, a restauração dos processos ecológicos foi melhor sucedida devido à maior dispersão de propágulos pela fauna e ao recrutamento das espécies vegetais colonizadoras. Apesar de terem sido implantadas no mesmo período e aparentemente sob as mesmas condições, a parcela da Santa Helena apresenta maior riqueza e abundância de espécies em relação à Vale do Cedro. Frente a esses resultados, não há dúvidas de que as diferentes formas de manejo interferiram no sucesso da restauração, apesar de as metodologias disponíveis há 10 anos limitarem o monitoramento e a avaliação mais precisos das fases da restauração ecológica.

Ana Maria de Godoy Teixeira

4. SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA - SNE

► **projeto Vivendo a Mata Atlântica** - período de 1996 a 1999, financiado pelo PDA - com o objetivo de reverter a tendência de degradação da mata atlântica por meio da produção de mudas, restauração florestal, capacitação em educação ambiental e ecoturismo. Foi estruturada uma sementeira de mudas em Itapissuma (área prioritária para a conservação da mata atlântica - RBMA). A sementeira foi instalada em meio hectare cedido pela prefeitura de Itapissuma, foi capacitada a população local por meio de estágios e cursos. Havia estoque de até 60.000 mudas de essenciais florestais nativas da mata atlântica, com diversidade de 80 espécies. Foram plantadas 2000 mudas em Unidade de Conservação na Ilha de Itamaracá, município vizinho e cerca de 2000 mudas em área de presídio agrícola existente na Ilha. Tendo esta sementeira como base física e de produção (foi reconhecida como um Posto Avançado da RBMA, veja no site da SNE www.sne.org.br) após a conclusão do projeto foram realizados alguns outros projetos:

■ **projeto Recuperar** - Recuperando o homem e a floresta - realizado durante o ano de 2001 - trabalho de educação ambiental e capacitação em produção e plantio de mata atlântica para população carcerária, foram plantadas 5.000 mudas em 3 ha, área da penitenciária, envolvendo cerca de 30 presos. O trabalho foi bonito, percebeu-se a mobilização dos participantes com a questão ambiental, o envolvimento com a paisagem natural daquelas pessoas e o interesse em refazer a vida com uma profissão associada a ecologia;

■ **projeto de recuperação florestal em áreas com impacto de linhas de transmissão da Companhia hidroelétrica do São Francisco - CHESF** - período de 1999 a 2003, plantio de cerca de 25 ha de mata atlântica em áreas desmatadas para instalação de linhas de transmissão da CHESF (LT Mirueira / Goianinha; Messias / Recife II; Recife II / Pau Ferro). Foram enriquecidas e recuperadas áreas em três linhas de transmissão, contabilizando o plantio de cerca de 25.000 mudas. As áreas plantadas foram desapropriadas pela CHESF;

■ **projeto de recuperação florestal da bacia hidráulica do rio da Prata em Bonito/ PE** - neste projeto, realizado no ano de 1998, com o apoio financeiro da Companhia Pernambucana de Saneamento - COMPESA, teve como objetivo restaurar 300 ha de mata ciliar da bacia hidráulica. Construímos uma sementeira, capacitamos população local e

apoiamos o plantio de 30.000 mudas, em áreas de 50 metros no entorno do reservatório d'água. Apoiamos a criação da Associação dos amigos da bacia hidráulica do rio da Prata que deu continuidade ao trabalho.

► capacitação e instalação de **viveiro de mudas na ESEC Caetés**, em Paulista, PE. Capacitação de dois viveiristas e produção de 20.000 mudas para plantio em área dentro da Unidade.

A SNE continua produzindo mudas na sementeira de Itapissuma e desenvolve alguns projetos de restauração. Mais detalhes ver no site www.sne.org.br

Na **AMANE** nós capacitamos moradores do Assentamento Pacas, entorno da ESEC Murici, na produção e plantio de mudas de essências nativas da mata atlântica. Conseguimos instalar 3 viveiros e vendemos a produção (5.000 mudas) para a Usina Serra Grande e Trapiche para plantio de mata ciliar. A produção de mudas não teve continuidade por falta de demanda para venda e plantio na região. A opção objetiva para esta população foi atuar com produção agroecológica para venda em feira na cidade de maneira a incentivar o trabalho voltado para a terra, por meio da agricultura orgânica e agroecologia. Dessa maneira a população reduz o impacto na floresta vizinha.

Nenhum projeto contemplou a monitoria da restauração. Destacamos, no entanto, os maiores problemas observados na manutenção destas áreas plantadas: destruição da área plantada para expansão da lavoura, animais soltos nas áreas recém plantadas.

Dorinha

5. INSTITUTO FLORESTA VIVA

Programa sócio-ambiental de restauração e conservação da Mata Atlântica no Sul da Bahia

O Instituto Floresta Viva, criado em 2003 a partir de programa sócio-ambiental na região do Parque Estadual da Serra do Conduru e APA de Itacaré Serra Grande, tem constituído uma estratégia de conservação e restauração de Mata Atlântica com a inclusão de pequenos produtores familiares para a produção de mudas de espécies nativas. Desde 2002, ainda enquanto projeto, 15 agricultores foram capacitados para desenvolver viveiros familiares, investindo em produção orgânica e serviços ecoturísticos. Floresta Viva constituiu projetos de revegetação da Rodovia Ilhéus Itacaré e restauração da Bacia Hidrográfica do Rio Tijuípe, que nasce no Parque do Conduru, em parceria com a Fundação SOS Mata Atlântica, Secretaria de Cultura e Turismo da Bahia e Txai Resort. Os resultados iniciais da restauração em 2003 foram prejudicados pelo excesso de braquiária e colônias. Grande parte das mudas hoje encontram-se abafadas e o plantio não apresenta resultados satisfatórios. Algumas mudas em condições adequadas apresentaram ótimo desenvolvimento (2 m nos dois primeiros anos).

Em 2007 iniciamos parceria com a SEMARH- Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia para a restauração de trinta (30) ha no interior do Parque através do Programa "Floresta Bahia Global", iniciativa governamental que visa neutralizar, gradualmente, as emissões públicas e privadas de carbono no estado. Além da recuperação da biodiversidade e revitalização da micro bacia do Rio Tijuípe, este projeto piloto compensa as emissões de CO₂ das aeronaves do Governo do Estado, até o ano de 2010. Estamos utilizando 62 espécies arbóreas, obedecendo um espaçamento de 2x3, sendo uma fila de pioneiras e outra de não pioneiras, com uma adubação de 2 lits. de composto orgânico e 0,5 kg de MB4 por berço. Nas linhas de plantio foi feito um consórcio com feijão de porco (*Canavalia ensiformes*), com a função de adubação verde, controle de formigas e inibição do desenvolvimento das ervas invasoras. Como estratégia de desenvolvimento sustentável na região, as mudas são produzidas pelos agricultores a partir da coleta de sementes e plântulas nos remanescentes de cada propriedade. A compra de mudas em viveiros rústicos possibilitou o repasse de recursos diretamente a 25 agricultores, que produzem de 2000 a 7000 mudas por ciclo de produção, a um valor unitário de R\$ 1, ampliando significativamente a receita familiar, além da venda de hortaliças, frutas e flores tropicais. Em 2008, prevê-se a aquisição de 100 mil mudas dos agricultores, e a instalação de viveiro institucional para a produção de 100 mil mudas por safra, pelo Instituto Floresta Viva e SOS Mata Atlântica.

6. APREMAVI

Planejando Propriedades e Paisagens

O programa “Planejando Propriedades e Paisagens” da Associação de Preservação do Meio Ambiente e da Vida (Apremavi) reúne a experiência acumulada pela instituição nos 21 anos de existência, em especial nas atividades de recuperação de matas ciliares e áreas degradadas, enriquecimento de florestas secundárias e agricultura ecológica. O programa tem como objetivo conservar e recuperar áreas de Mata Atlântica, através da manutenção e implantação de modelos de planejamento de propriedades e paisagens e a capacitação de técnicos e proprietários rurais. O conceito de “Propriedade Legal” é aquela que cumpre a legislação ambiental e ao mesmo tempo é um local com qualidade de vida e opções de geração de renda de forma sustentável.

A dinâmica do planejamento de propriedades e paisagens deve seguir duas escalas de trabalho, uma em nível de propriedade, e outra em nível de município. Em nível de propriedade, são oferecidas ao proprietário orientações sobre a recomposição de APPs e reservas legais, enriquecimento de florestas secundárias, implantação de reflorestamentos com espécies nativas de valor econômico, sistemas agroflorestais, agricultura ecológica e implantação de microcorredores ecológicos.

Em nível municipal, é importante o levantamento da paisagem dos municípios, considerando-se os seguintes dados: fragmentos de habitats existentes; condições ecológicas destes fragmentos; tamanho médio dos fragmentos; distância média entre os fragmentos; ameaças à integridade dos fragmentos; tipos de relevos, uso do solo e a existência de corredores ecológicos.

Miriam Prochnow

7. SPVS

A SPVS – A Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental é uma organização não-governamental, fundada em Curitiba, Estado do Paraná, Brasil em 1984.

A experiência da SPVS em atividades de restauração ambiental iniciaram-se em 1985, através dos estudos dos ecossistemas da Floresta Ombrófila Mista, visando fornecer subsídios a recuperação das áreas degradadas da mineração do xisto – Petrosix (São Mateus do Sul). Foram realizados levantamentos da flora, fauna, incluindo estudos fitossociológicos, fenológicos, ciclagem de nutrientes e solos com o foco de eleger as espécies e definir processos na recuperação das áreas mineradas.

Em 1996, a SPVS realizou um projeto visando desenvolver modelos com restauração da mata ciliar à margem do rio Cachoeira (litoral do Paraná). Em parceria com a Embrapa Florestas e financiados pelo PDA (MMA) foram instaladas cinco áreas experimentais e construído um viveiro para produção de mudas. Os experimentos foram bem sucedidos e constituíram a base para a definição das espécies e o desenvolvimento das técnicas de coleta de sementes e produção de mudas no viveiro nesta região.

A partir de 1999, a SPVS deu início a três projetos que uniram duas ações fundamentais: a conservação de um dos mais importantes remanescentes de Floresta Atlântica do Brasil e a implementação de projetos de captura de carbono, a fim de combater os efeitos do aquecimento global. Esse trabalho é realizado em parceria com a The Nature Conservancy (TNC) e financiado pelas empresas American Electric Power (AEP), General Motors (GM) e ChevronTexaco.

O programa de restauração utiliza o conhecimento das características ambientais da região, tendo como base os processos naturais de sucessão de cada ambiente.

Para o cumprimento das metas estabelecidas pelo projeto tem-se como objetivo restaurar cerca de 1.500 hectares existentes de áreas degradadas pelo pastoreio de búfalos asiáticos nos municípios de Antonina e Guaraqueçaba no litoral do Paraná. A região além das áreas degradadas possui formações florestais em diferentes estádios sucessionais até florestas primárias, o que implica em grande disponibilidade de sementes.



A produção de mudas é realizada em dois viveiros com capacidade de produção anual de cerca de 300 mil mudas. Atualmente, cerca de 90% da produção de mudas dos viveiros é feita em tubetes de polipropileno com 50 cm³, o restante é realizada em tubetes de 250 cm³ e sacos plásticos. O viveiro já produziu mais de 70 espécies de mudas de espécies nativas. Atualmente foram selecionadas cerca de 25 espécies de crescimento rápido, visando competir com as gramíneas invasoras (*Brachiaria spp.*).

As formas de plantio utilizadas são com preparo de solo mecanizado e manual, além de estacas (reprodução vegetativa) em áreas alagadas. As informações de todo o processo são armazenadas em banco de dados para possibilitar a avaliação dos resultados.

Afim de monitorar as atividades de restauração em relação a aspectos biológicos como incremento em biomassa e biodiversidade são estabelecidas parcelas amostrais permanentes.

Até o momento foram plantados 650.000 mudas em 350 hectares, sendo que o processo de plantio de mudas terminará no ano de 2008. 70 % da área é restaurada através de regeneração natural. Em paralelo são realizadas várias pesquisas sobre diferentes aspectos da restauração em parceria com a Embrapa Florestas e Universidade Federal do Paraná. A seguir, algumas figuras relacionadas ao trabalho.

Biol. Ricardo Miranda de Brites

8. AMANHÁGUA

A Oscip Amanhágua, uma organização ambientalista, localizada no município de Bae-pendi, Minas Gerais, vem executando ações de recuperação da Mata Atlântica e proteção às nascentes, no entorno do Parque Estadual da Serra do Papagaio, através de convênio com o IEF/Promata. O Projeto distribui incentivo financeiro, mudas de árvores nativas e insumos para cercamento das áreas, especialmente de APP's e áreas para recomposição de Reservas Legais. Existe ainda a modalidade "Bosques de Produção", para plantio de candeias visando manejo sustentável. Embora não seja uma prerrogativa do Projeto, a Amanhágua prioriza a inclusão dos moradores das áreas rurais, não só pela perspectiva de rendimento financeiro adicional, mas também pela oportunidade de contato favorável com as leis e órgãos ambientais, sempre tão temidos. O Projeto, iniciado em outubro de 2007, após o primeiro momento de incredulidade de alguns, tem sido muito bem aceito e vem se expandindo em ritmo acelerado. As perspectivas são de renovação do convênio para o período 2008/09, estipulando-se o dobro das metas atuais, com plenas chances de obtenção destes resultados. São parceiros neste Projeto a Universidade Federal de Lavras (UFLA), a ONG Valor Natural e a APA Serra de Mantiqueira.

A Amanhagua trabalha com viveiro de mudas em sua propriedade desde 2001, produzindo especialmente mudas de candeia (*Eremanthus erythropappus*), em parceria com a Ufla, visando a formação de bosques de produção. Em 2008 deverão ser produzidas 300.000 mudas de candeia, com a participação de 30 famílias da região. Cada uma receberá um 'kit' viveiro, contendo o todo o material necessário, e as mudas prontas serão adquiridas para plantio na modalidade de bosques de produção, dentro do mesmo Projeto Promata. Dentro das perspectivas de renovação do convênio com o IEF/Promata para recuperação da Mata Atlântica, pretende-se envolver essas famílias na produção de mudas de espécies nativas, com sementes colhidas na região. Essa iniciativa, além de significar fonte de renda para a comunidade local, visa introduzir nova atividade econômica para o entorno do Parque Estadual Serra do Papagaio, cuja matriz atual é composta por pecuária leiteira em moldes tradicionais. Espera-se que a recomposição da Mata Atlântica e das áreas de reserva legal na região favoreça a formação do Corredor Ecológico da Mantiqueira, em implantação pela Valor Natural desde 2004.

9. INSTITUTO ECOAR PARA A CIDADANIA

Fundado em 1992 e sediado em São Paulo, o Instituto ECOAR para a Cidadania é uma OSCIP, Organização da Sociedade Civil de Interesse Público. Formada por profissionais, estudiosos e ambientalistas logo após a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO-92) e o Fórum Global 92. Voltado à construção de sociedades sustentáveis, atua em questões ambientais emergentes e influencia políticas públicas.

Seus trabalhos abrangem regiões metropolitanas, periurbanas, rurais e de conservação. Realiza e dá consultoria para projetos de extensão florestal, gestão compartilhada, Agenda 21, criação e animação de redes, minimização e gerenciamento de resíduos, neutralização de gases de efeito estufa com plantio e condução de mata nativa em pequenas e médias propriedades rurais e cursos.

Dentre as diferentes experiências relativas à restauração ecológica, a mais significativa é em parceria com a Associação ECOAR Florestal e executora do Projeto Floresta da Família; realizado desde dezembro de 2003 e financiado pelo Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA) e pelo Programa Nacional de Florestas, tendo também apoio do Ministério do Desenvolvimento Agrário.

O Projeto realiza, por meio do conceito do manejo da paisagem, a sensibilização da comunidade rural dos municípios de Ibiúna, Piedade e Pilar do Sul, para o fortalecimento de uma “cultura florestal” por meio de capacitação contínua sobre o tema e educação ambiental às famílias rurais beneficiárias. Elabora, implanta e monitora, de maneira participativa, projetos florestais de produção, restauração e agroflorestas. Além da assistência técnica e capacitação florestal gratuita, o projeto auxilia a obtenção do crédito PRONAF Floresta e doa aos seus beneficiários mudas florestais de excelente qualidade, grande biodiversidade e boa variabilidade genética.

Eduardo S. Quartim
Engenheiro Florestal

10. FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA

Programas de Restauração Florestal da SOS Mata Atlântica

Há 9 anos, a Fundação SOS Mata Atlântica vem atuando efetivamente em programas de restauração florestal na Mata Atlântica. Ao longo deste período, foram vários investimentos e aprimoramentos em metodologias de restauração, produção e plantio de mudas de espécies nativas da Mata Atlântica, estruturas e experimentos. Hoje a SOS Mata Atlântica conta com 4 programas de restauração florestal, somando mais de mil projetos beneficiados e mais de 30 viveiros (comerciais e de ONGs) de produção de mudas de espécies nativas envolvidos neste esforço, além de inúmeras parcerias com proprietários de terra, prefeituras e instituições públicas e privadas para a realização de seus projetos de restauração e conservação da Mata Atlântica.

O primeiro programa desenvolvido pela SOS Mata Atlântica, o **Clickarvore**, atua na recuperação de áreas por meio do oferecimento de mudas de árvores nativas aos proprietários que se dispõem a plantá-las. Os internautas participam através de um clique diário na página do programa, viabilizando a doação das mudas, patrocinadas principalmente pelo Bradesco Capitalização. Através do site também é possível verificar as vistorias que acompanham o desenvolvimento das áreas em processo de restauração florestal. Mais informações podem ser obtidas no site www.clickarvore.com.br.

As dificuldades encontradas para a execução dos plantios por parte dos proprietários, que implica em recursos e esforços, fez com que fosse desenvolvido o Programa **Florestas do Futuro**. Nele, a SOS Mata Atlântica contrata empresas para implantar projetos de restauração, o que vem a atender uma lacuna com relação à dificuldade dos proprietários de terra em efetuar os plantios independentemente. Este programa tem foco em áreas protegidas por lei, mata ciliar, ou seja, aquelas ao longo de cursos de água. É patrocinado por empresas que têm por objetivo reduzir suas emissões de carbono ou aquelas que têm interesse em contribuir para a melhoria do ambiente e a conservação da natureza. São realizadas ainda atividades de educação ambiental nas áreas onde estão localizados os projetos. Para as empresas e demais interessados são confeccionados relatórios de acompanhamento de todas as atividades. Saiba mais no www.florestas dofuturo.org.br

A observação do mercado de restauração, principalmente com relação à oferta de sementes, mudas e de mão de obra qualificada para trabalhar neste setor, impulsionou a cria-

ção de dois novos programas: **Fomento a Viveiros** e **Viveiros Comunitários**. O Programa Fomento a Viveiros foi estabelecido para incentivar instituições e organizações com capacidade técnica (mas sem recursos financeiros) a montar um viveiro e ser tornar parceiro não só nos programas de restauração da SOS Mata Atlântica, mas também no atendimento de demandas locais de restauração. As mudas iniciais produzidas neste viveiros são doadas a proprietários, compensado o investimento de recurso e garantindo a qualificação da demanda, uma vez que a instituição deve estar inserida e ter legitimidade e projetos desenvolvidos na região. Tal programa pode ser enquadrado nos moldes do Clickarvore, uma vez que funciona da mesma forma.

O programa Viveiros Comunitários, em estágio inicial de desenvolvimento, pode ser entendido como a junção de todas as iniciativas anteriores, englobando todas as etapas do processo de restauração florestal: a coleta das sementes, produção de mudas, implantação e manutenção de áreas restauradas. Para a execução das atividades é selecionada uma instituição com representação local que, em parceria e sob a orientação da SOS Mata Atlântica, fica responsável por montar e gerenciar um viveiro, implantar projetos de restauração e extensão florestal, além de educação ambiental. O Programa Viveiros Comunitários tem como principal objetivo a geração de trabalho e renda locais, o fomento a instituições e a restauração florestal. Assim como no caso do Florestas do Futuro, ele prevê a implantação e manutenção de áreas de restauração e conta com o patrocínio de empresas para neutralização de suas atividades ou o simples interesse de contribuir para a melhoria do ambiente e a conservação da natureza.

Tal histórico de experiência e realização de trabalhos e projetos permitiu que a Fundação SOS Mata Atlântica aumentasse sua escala de atuação. Em novembro de 2007 foi criado um centro para o desenvolvimento de experiências ligadas Pa área de restauração florestal, no interior de São Paulo, no município de Itu. **O Centro de Experimentos Florestais SOS Mata Atlântica – Grupo Schincariol** tem como objetivo implantar uma área em que sejam realizadas atividades relacionadas a questões de conservação de recursos naturais e restauração florestal, transformando este espaço em uma oportunidade de realizar unidades experimentais e demonstrativas, capacitação técnica, educação ambiental, sensibilização e mobilização para estas questões. Os trabalhos de produção de mudas, restauração florestal e parcerias estratégicas já estão sendo consolidados e em breve serão iniciados os cursos de formação e capacitação, contando com a parceria de instituições de pesquisa e organizações locais.

Por fim, está sendo desenvolvido um banco de dados para todos os programas de restauração florestal da SOS Mata Atlântica visando gerenciar todas as informações e dados produ-

zidos, controlar os projetos, prestar contas, espacializar as informações e planejar atuações. Este banco estará disponível para consulta da população e poderá ser acessado e alimentado pela internet por parceiros, patrocinadores e pessoas interessadas. Desta forma se espera ter todas as informações de maneira ágil e exata esperando que esse modelo possa servir como modelo de gerenciamento e instrumento de planejamento de atividades de conservação e restauração.

Números do Programa Clickarvore

Total de mudas de árvores nativas doadas até 30 de outubro de 2008: 17.999.645 mudas

Projetos em andamento (outubro/2008): 4.805.710 mudas

Projetos para novembro/2008 a maio/2009: 4.299.322 mudas

Total: 22.298.977 mudas até maio/2009

Principais patrocinadores do Clickarvore

- Bradesco Capitalização - 20.000.000 mudas
- Bradesco Cartões - 4.500.000 mudas
- Bracelpa - 321.255 mudas
- Hopi Hari - 140.722 mudas
- Astrazeneca - 100.000 mudas
- Rodovias das Colinas - 80.000 mudas
- Mucosolvam - 50.000 mudas
- Outros: 107.000 mudas

Números do Programa Florestas do Futuro e principais patrocinadores:

- Bradesco Capitalização: 365.000 árvores
- Volkswagen Caminhões e Ônibus: 300.000 árvores
- Bradesco Cartões: 215.000 árvores
- Química Amparo: 200.000 árvores
- Rodovias das Colinas: 180.700 árvores
- Bradesco Ecofinanciamento: 127.400 árvores
- Outros: 519.991 árvores

Esta publicação foi impressa pela
Neoband Soluções Gráficas
e obedece aos critérios de manejo
florestal responsável.

Fevereiro, 2009
Piracicaba, SP



ORGANIZAÇÃO



Laboratório de Ecologia
e Restauração Florestal
USP / ESALQ / LCB

COLABORAÇÃO



Proteger a natureza é preservar a vida.

APOIO



Esta publicação foi feita com recursos do
Atlantic Forest Conservation Fund (AFCoF),
Fundo de Conservação da Mata Atlântica - Funbio/KfW

