



Revista Árvore

ISSN: 0100-6762

r.arvore@ufv.br

Universidade Federal de Viçosa

Brasil

Durigan, Giselda; Engel, Vera Lex; Torezan, José Marcelo; Galvão de Melo, Antônio Carlos; Mendes Marques, Márcia Cristina; Martins, Sebastião Venâncio; Reis, Ademir; Rubio Scarano, Fabio Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas?

Revista Árvore, vol. 34, núm. 3, mayo-junio, 2010, pp. 471-485

Universidade Federal de Viçosa

Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48815857011>

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

The logo for Redalyc.org features the word "redalyc" in a red, italicized, sans-serif font, with a small ".org" in a smaller, red, sans-serif font to the right. A small red square is positioned above the "d" in "redalyc".

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal  
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

## **NORMAS JURÍDICAS PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: UMA BARREIRA A MAIS A DIFICULTAR O ÉXITO DAS INICIATIVAS?<sup>1</sup>**

Giselda Durigan<sup>2</sup>, Vera Lex Engel<sup>3</sup>, José Marcelo Torezan<sup>4</sup>, Antônio Carlos Galvão de Melo<sup>2</sup>, Márcia Cristina Mendes Marques<sup>5</sup>, Sebastião Venâncio Martins<sup>6</sup>, Ademir Reis<sup>7</sup> e Fabio Rubio Scarano<sup>8</sup>

**RESUMO** – A iniciativa de legislar sobre técnicas de restauração é recente no Brasil e, de acordo com as informações disponíveis, inédita no mundo, havendo controvérsias sobre a conveniência dessa legislação. Na tentativa de trazer luz ao debate, desenvolveu-se análise crítica da Resolução da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, que normatiza o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas. Considerou-se que a norma se baseia em pressupostos que não encontram respaldo em experimentação científica, uma vez que o entendimento dos processos ecológicos envolvidos na restauração está longe de ser suficientemente completo para permitir legislar, com segurança e detalhamento, sobre o assunto. Adicionalmente, considerou-se que nem os profissionais que elaboram projetos nem os que atuam no licenciamento e fiscalização detêm o conhecimento necessário para aplicar a norma. Entende-se ainda que o rigor das normas cerceia a criatividade e a iniciativa do cientista e do restaurador e, assim, constitui barreira a mais a dificultar a descoberta de soluções inovadoras e, especialmente, a retardar a expansão das áreas restauradas. Do ponto de vista da conservação da biodiversidade, considera-se que a indução de demanda comercial de material biológico de espécies raras ou ameaçadas, prevista na Resolução, pode colocar em risco a conservação das populações naturais dessas espécies, que deveriam ser alvo de programas específicos. Não parece, em suma, que a instituição dessa Resolução tenha contribuído para acelerar o ritmo de ampliação das áreas restauradas e tampouco para aumentar a probabilidade de sucesso das iniciativas de restauração.

Palavras-chave: Legislação ambiental, Restauração ecológica e Resolução SMA 08.

## ***LEGAL RULES FOR ECOLOGICAL RESTORATION: AN ADDITIONAL BARRIER TO HINDER THE SUCCESS OF INITIATIVES?***

**ABSTRACT** – *State regulation on restoration techniques is a recent development in Brazil, and to the best of our knowledge, it is unprecedented in the world. Not surprisingly, controversy exists among Brazilian researchers and professionals about the appropriateness of such legislation. Here we offer a critical analysis of the resolution SMA 08 of the Secretary of Environment of the State of São Paulo, a law which aims to standardize the mixed planting of degraded areas. We believe that the State rules are based on assumptions not supported by scientific experimentation, since the present understanding of ecological processes involved in the restoration of tropical forests is far from being sufficient for standards or norms to be established as yet on this vast subject. In addition, the technicians who prepare projects and those who license and monitor such projects do not have the knowledge necessary to implement the rules of the Resolution. We also argue that strict rules are likely to constrain creativity and inhibit initiatives of scientists and restoration practitioners, and thus constitute a barrier to innovation and creativity. It also may well retard expansion of restoration to wider*

---

<sup>1</sup> Recebido em 14.12.2009 e aceito para publicação em 02.03.2010.

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal, Floresta Estadual de Assis, Instituto Florestal, Assis, SP. E-mail: <giselda@femanet.com.br>.

<sup>3</sup> Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Botucatu, Faculdade de Ciências Agronômicas, Departamento de Recursos Naturais, Botucatu, SP. E-mail: <veralex@fca.unesp.br>.

<sup>4</sup> Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

<sup>5</sup> Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica, SCB, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

<sup>6</sup> Laboratório de Restauração Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG. E-mail: <venancio@ufv.br>.

<sup>7</sup> Laboratório de Restauração Ambiental Sistêmica, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, SC.

<sup>8</sup> Laboratório de Ecologia Vegetal, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro.

*areas. From the perspective of biodiversity conservation objectives, we also believe that the creation of commercial demand for propagation material of rare and threatened species could endanger the conservation of natural populations of these species, which should be targeted for specific programs. In conclusion, we suggest that the Resolution has not helped to accelerate the expansion of restored areas nor does it increase the probability of success of restoration initiatives.*

*Keywords:* Environmental legislation, Ecological restoration and Resolution SMA 08.

## 1. INTRODUÇÃO

Na tentativa de multiplicar a área de ecossistemas efetivamente restaurados, leis, decretos e resoluções, entre outros dispositivos jurídicos, têm sido instituídos no Brasil, estabelecendo normas, cada vez mais rigorosas e complexas, sobre técnicas de restauração ecológica. Destacam-se, entre os itens mais polêmicos, a exigência de um número mínimo de espécies a serem reintroduzidas e a sua distribuição proporcional entre classes sucessionais, pela síndrome de dispersão e até mesmo pelo grau de ameaça de extinção.

A restauração de ecossistemas não é tema novo na legislação ambiental no Brasil. No Código Florestal Brasileiro (Lei nº 4771, de 15/09/1965), bem como em instrumentos jurídicos complementares (por exemplo, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24/08/2001), é mencionada a utilização de florestas plantadas como meio de manutenção e compensação das áreas de reserva legal nas propriedades rurais. A própria Política Nacional do Meio Ambiente, estabelecida pela Lei 6.938, de 31/08/1981, já previa, em termos genéricos, que a “recuperação de áreas degradadas” seria um dos seus princípios. Desde então, a restauração tem surgido na legislação, geralmente na forma de menções genéricas. Somente a partir de 2001, no Estado de São Paulo, iniciou-se o movimento de editar regras que traziam orientações técnicas detalhadas para projetos de restauração, quando foi assinada a Resolução nº. 21, da Secretaria do Meio Ambiente (Resolução SMA 21, de 21/11/2001). A Resolução paulista foi exemplo para outros estados, como se verifica pela Instrução Normativa nº. 17, de 06 de dezembro de 2006, do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo.

Há outros dispositivos jurídicos recentemente instituídos tratando da restauração de florestas no Brasil (e.g. Lei Estadual 12.927, de 23/04/2008, que dispõe sobre a recomposição de reserva legal no âmbito do Estado de São Paulo), mas analisou-se aqui especificamente a Resolução SMA - SP, que dispõe

sobre o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas. O texto da Resolução paulista foi reeditado em 2003 (Resolução SMA 47, de 27/11 de 2003) e novamente em 2007 (Resolução SMA 08, de 07/03/2007), na tentativa de incorporar os avanços do conhecimento sobre o assunto no período. Entre seus dispositivos vigentes mais controversos estão o número mínimo de 80 espécies (com algumas exceções) e as seguintes proporções estabelecidas no Art. 6º:

*Devem ser utilizadas, quanto às espécies: no mínimo 20% de dispersão zoocórica, 5% enquadradas em algum grau de ameaça, sendo que pioneiras ou não-pioneiras não podem ultrapassar 40% do total de espécies. Quanto à proporção em número de mudas, o total de pioneiras ou não-pioneiras não pode exceder 60% do total, nenhuma espécie pioneira pode ultrapassar 20% e nenhuma espécie não-pioneira pode ultrapassar 10% das mudas. Dez por cento das espécies, no máximo, podem ter menos de 12 indivíduos em um projeto.*

Após quase uma década, em que muito se discutiu sobre a eficácia dessas normas, a questão que se coloca é: dispositivos jurídicos tão complexos facilitam ou dificultam a restauração de ecossistemas? Tais dispositivos são adequados à realidade socioeconômica e cultural do país? Quão respaldadas pela ciência estão as normas instituídas? A Resolução fez acelerar o ritmo de expansão das áreas restauradas no país? Os projetos executados com base na Resolução foram mais bem-sucedidos que os anteriores?

Debater o assunto se faz necessário, uma vez que inovações lançadas no Estado de São Paulo tendem a ser replicadas no restante do país e até mesmo do mundo, uma vez que o Brasil apresenta grandes áreas em condições bastante heterogêneas a restaurar, permitindo extraír lições válidas para outras realidades. Isso já vem acontecendo, no caso da legislação sobre restauração, por meio de propostas já vigentes ou em análise e discussão em outros estados e, em nível federal, na Câmara Técnica do Conselho Nacional do Meio Ambiente

– CONAMA. Todavia, o modelo paulista ainda não foi colocado à prova, mediante a avaliação de seus impactos positivos ou negativos sobre a meta comum, que é ampliar as áreas restauradas, restabelecendo rapidamente suas funções (serviços ambientais) e seus valores naturais (biodiversidade). Tampouco tal modelo foi analisado criticamente quanto aos seus pressupostos e aos fundamentos científicos de seus dispositivos, que serão discutidos doravante.

## 2. CONTEXTO GLOBAL

A utilização de normas jurídicas para orientar práticas de restauração, que vem se disseminando no Brasil não encontra paralelos de que se tenha conhecimento fora dos nossos limites territoriais.

Políticas ou leis visando à restauração de ecossistemas em outros países, regra geral, têm sido direcionadas para o estabelecimento de metas em larga escala, apoiadas na oferta de suporte técnico governamental, financiamento ou subsídios para facilitar as ações (sobre programas nacionais de florestas, ver o volume 225 do periódico *Unasylva*, 2006). Ainda assim, quando as metas são decisões políticas *top down* e baseadas em comando e controle, com não rara frequência elas encontram forte resistência dos atores envolvidos. Foi o que aconteceu com o grande plano da União Europeia para a Conservação e Restauração de Ecossistemas (NATURA, 2000, analisado por KROTT et al., 2000, e HIEDANPÄÄ, 2002), como também tem ocorrido nas discussões em andamento sobre as alterações do Código Florestal Brasileiro (de 1965), que está em vias de ser reformulado.

Entre seus dispositivos vigentes, o Art. 18 do Código Florestal Brasileiro pressupõe que a restauração é de interesse coletivo e reconhece o direito de propriedade, ao estabelecer que:

*Nas terras de propriedade privada, onde seja necessário o florestamento ou o reflorestamento de preservação permanente, o Poder Público Federal poderá fazê-lo sem desapropriá-la, se não o fizer o proprietário.*

*§ 1º - Se tais áreas estiverem sendo utilizadas com culturas, de seu valor deverá ser indenizado o proprietário;*

*§ 2º - As áreas assim utilizadas pelo Poder Público Federal ficam isentas de tributação.*

No entanto, os órgãos governamentais brasileiros em geral não executam nem fornecem os meios para facilitar a restauração, de modo que os custos, com raras exceções, são de responsabilidade dos proprietários de terras, tanto para os que desmataram ilegalmente quanto para os casos de restauração voluntária.

Na África do Sul, por exemplo, a tarefa de conservar e restaurar a biodiversidade em propriedades privadas envolve compromissos de ambas as partes, uma vez que o governo reconhece que os custos são individuais e os benefícios, coletivos. Por isso, a política governamental daquele país foi direcionada para desenvolver uma série de benefícios para o restaurador, incluindo a dedução de impostos para todos os custos de manejo (restauração, erradicação de invasoras ou aceiros para evitar incêndios) e em alguns casos sobre o valor da terra. Para alguns proprietários, essas deduções são um forte incentivo à proteção formal de suas terras. Para aqueles que já têm a intenção de conservar, essas deduções são, ao menos, uma forma de compensação. Naturalmente, as deduções são significativas para grandes produtores e mínimas para pequenos proprietários em regiões pobres (TRACEY CUMMING, comunicação pessoal<sup>11</sup>).

Pela Lei Florestal do Japão, o setor público se responsabiliza por 70% dos custos de reabilitação de áreas degradadas, e cabe aos proprietários decidir o que plantar.

Os Programas de Restauração Ecológica da China, iniciados em 1990, são focados em controle de processos erosivos, enchentes, desertificação e perda de *habitat*, e executados com forte suporte governamental, com investimentos estimados em mais de 70 bilhões de dólares na última década (YIN e YIN, 2009). Além de oferecer sementes, mudas e assistência técnica, em muitos casos os proprietários são remunerados pela restauração. Esses programas têm sido avaliados pela sua eficácia em oferecer os serviços ambientais esperados e, sobretudo, por indicadores socioeconômicos, como aumento de emprego e renda. Dentro desses programas, leis são mencionadas apenas para a proteção de ecossistemas naturais.

Holl e Howarth (2000) discutiram a quem cabe arcar com os custos da restauração, com base em exemplos dos Estados Unidos, onde os projetos geralmente são custeados por uma combinação de recursos públicos e privados. Há instrumentos jurídicos regulamentando

o assunto, não havendo menção a leis que normatizem técnicas de restauração. Naquele país, com leis que variam entre estados, regra geral vale o princípio do poluidor-pagador, mas esses autores ressaltaram a dificuldade em atribuir responsabilidades por danos ambientais pretéritos e quantificar tais danos. Iniciativas voluntárias de restauração geralmente recebem apoio e recursos governamentais.

Enquanto isso, o Brasil se adianta em legislar sobre detalhes técnicos da restauração, sem que existam ao menos uma política nacional ou estadual de incentivo nem acesso público e gratuito à orientação técnica sobre “como fazer” que inclua todas as possibilidades validadas pela ciência, tampouco a oferta de sementes e mudas em larga escala pelos órgãos governamentais é suficiente para atender à demanda de acordo com os intrincados conjuntos de espécies que a norma impõe.

Em análise das leis e decretos que dariam suporte a programas de recuperação florestal no Estado de São Paulo, Melo (2005) contabilizou que há três vezes mais menções à correção de atividades ilegais ou compensação pelo licenciamento de atividades degradadoras do que medidas de incentivo. Concluiu ainda que as últimas são de redação genérica, sem especificar as formas de incentivo e as organizações responsáveis por sua implementação.

A falta de adequada inserção da restauração no contexto socioeconômico e político (ARONSON et al., 2010) é um problema global e persiste grande lacuna entre a ciência e a prática que precisam alimentar-se constante e mutuamente para que a inovação seja possível e as metas possam ser atingidas (DOBSON et al., 1997; LAKE, 2001; HOBBS e HARRIS, 2001; NUTTLE et al., 2004; BARBOSA et al., 2004; CABIN, 2007). À medida que se estabelecem normas legais restritivas que cerceiam até mesmo as pesquisas, como tem sido feito no Brasil, esse fluxo entre a ciência e a prática fica prejudicado.

### 3. OS PRESSUPOSTOS DA RESOLUÇÃO SMA

Com base nas considerações introdutórias às normas da SMA, verifica-se que a decisão de legislar sobre o assunto foi decorrente de ampla avaliação de plantios de restauração no Estado de São Paulo, que conduziu ao seguinte diagnóstico (BARBOSA et al., 2003):

- Poucos plantios foram bem-sucedidos;
- a maioria dos plantios tinha baixa diversidade;
- algumas poucas espécies foram utilizadas em abundância em quase todos os plantios; e
- a proporção de espécies pioneiras era geralmente muito alta.

Estabeleceram-se relações de causa e efeito, as quais nortearam os pressupostos da Resolução, discutidos adiante, que não encontram respaldo satisfatório em pesquisa e experimentação.

#### 3.1. Primeiro pressuposto: a baixa diversidade dos plantios conduz ao insucesso da restauração

O Art. 5º da versão vigente da Resolução traz o seguinte texto: “a recuperação florestal **exige** (sic) diversidade elevada...”.

Ao considerar que o insucesso das iniciativas era resultado direto da baixa diversidade nos plantios, então a simples introdução de grande número de espécies no sistema seria a solução para transpor a barreira que estaria obstruindo o sucesso da restauração. Para sanar esse problema, sobretudo, foi baixada a Resolução, que em sua primeira edição (2001) estabelecia um número mínimo de 30 espécies a ser plantadas, número esse que aumentava progressivamente até 80 espécies no caso de áreas maiores de plantio. Esse número (80) passou a ser o mínimo para todos os casos a partir da segunda edição da norma, em 2003, e se manteve na edição de 2007, com certa flexibilização da maneira de contabilizar o total de espécies, de modo que a última edição da Resolução traz, em seu Art. 7º, que:

*Para outras formações ou situações de baixa diversidade de espécies florestais (áreas rochosas, florestas paludosas, florestas estacionais deciduais, floresta de restinga e manguezal), o número de espécies a ser utilizado será definido em projeto técnico circunstanciado, a ser aprovado no âmbito da Coordenadoria de Licenciamento Ambiental e de Proteção de Recursos Naturais – CPRN, considerando-se a maior diversidade possível.*

A aplicação dessa exceção, porém, é extremamente difícil na prática. Em regiões cujo *habitat* foi totalmente convertido e mesmo que as feições geomorfológicas possam ter sido alteradas, como inferir a diversidade da vegetação pré-existente e negociar critérios objetivos com os licenciadores e, ou, fiscais?

Além de flexibilizar o número de espécies para algumas formações vegetais, a partir de 2007, em sua terceira versão, a Resolução deixou de exigir o número mínimo de 80 espécies no ato do plantio, estabelecendo que “80 espécies devem estar presentes no final do período estabelecido em projeto”. Ainda que não haja esclarecimento sobre qual deve ser este prazo, essa flexibilização foi uma tentativa positiva de incorporar processos naturais de dispersão como força de restauração.

Não se questiona a importância de almejar alta diversidade de espécies em ecossistemas restaurados, especialmente no caso de florestas tropicais, que são intrinsecamente ricas em espécies. Da ecologia teórica sabe-se que a diversidade de espécies e a complexidade são atributos que estão ligados à estabilidade dos ecossistemas, conferindo-lhes maior resistência e resiliência (WOODWARD, 1994). Entretanto, não há estudos comprovando que a alta diversidade de espécies no plantio é suficiente para garantir, em todas as circunstâncias, o sucesso da restauração, ou seja, a estabilidade do ecossistema restaurado.

Muitos estudos recentes, no entanto, refutam a hipótese de que baixa diversidade no plantio resulta em insucesso da recuperação da biodiversidade. Há relatos de plantios puros superarem plantios mistos e até florestas secundárias em experimentos comparativos, quanto à abundância e diversidade florística da regeneração natural das comunidades em restauração (CHADA et al., 2004; LEE et al., 2005; SANTOS et al., 2007; COSTA, 2008). Adicionalmente, numerosos estudos nos últimos 20 anos têm demonstrado que plantações florestais com uma única espécie, mesmo aquelas destinadas primariamente à produção, dependendo da forma como são manejadas, podem acelerar a regeneração natural da vegetação nativa, funcionando como “catalisadoras” do processo de restauração florestal (amplos revisões sobre o assunto em BROCKERHOFF (2008) e VIANNI et al. (2010)). Com o tempo, os sistemas monoespecíficos plantados passam a ser enriquecidos por um número crescente de espécies advindas de fontes externas (LUGO, 1997; KEENAN et al., 1997; LAMB, 1998).

A entrada de novas espécies nos ecossistemas em restauração depende da transposição de filtros abióticos e bióticos e da existência ou não de barreiras que impeçam a regeneração natural (HOBBS e NORTON, 2004). Tais filtros ou barreiras, como a presença de

gramíneas invasoras, por exemplo, dificilmente se eliminam pelo simples plantio de grande número de espécies. O que se verifica é que os filtros que dificultam o sucesso da restauração variam entre locais, em função do clima, da condição de fertilidade natural ou de degradação do solo ou mesmo da existência de fontes de sementes próximas e de agentes dispersores. Assim, nem sempre um plantio de baixa diversidade é malsucedido ou um plantio de alta diversidade é bem-sucedido.

A introdução de muitas espécies não garante que todas sobrevivam em situações nas quais tanto o meio físico quanto o biótico estejam em condições desfavoráveis para a maioria delas. Desse modo, cria-se a necessidade de grande esforço de manejo (operações de manutenção muito frequentes, grande quantidade de insumos e mão de obra), ou a dependência quase que contínua dos fornecedores de sementes e mudas pela grande necessidade de replantios, elevando sobremaneira os custos. Não é raro encontrar várias áreas onde foram introduzidas muitas espécies, observando-se após uma década que a população de árvores plantadas é formada sempre por poucas espécies que sobreviveram e com uma comunidade de regenerantes que pode ser bem diferente da comunidade originalmente plantada. Ou seja, não importa muito a riqueza ou diversidade inicial de espécies se elas não formarem um conjunto adaptado às condições locais e não forem capazes de sobreviver e formar uma rápida cobertura sobre o solo, facilitando, assim, a continuidade da sucessão.

Nesse contexto, o debate “BEF” (Biodiversity and Ecosystem Functioning, relação entre biodiversidade e funcionamento do ecossistema) tem sido incorporado à ciência da Ecologia da Restauração (NAEEM, 2006), no intuito de responder quantas espécies seriam necessárias para se ter uma comunidade estável e um ecossistema funcional. Esse debate se torna relevante pelas mudanças recentes de paradigmas na restauração, que levam a enfatizar não o produto final da sucessão, mas sim os processos internos (interações bióticas e abióticas) e externos (interações com a paisagem) que levam ao restabelecimento de uma trajetória sucessional considerada normal (SUDING e GROSS, 2006).

A relação entre funcionamento do ecossistema e diversidade de espécies tende a mostrar resposta assintótica, com estabilização em torno de 20 a 40 espécies (VITOUSEK e HOOPER, 1994), ou seja, bem abaixo

dos níveis dos ecossistemas primitivos (LAWTON e BROWN, 1994). Com base no modelo assintótico de BEF sugerido por Vitousek e Hooper (1994), Naeem (2006) argumentou que, a partir do momento em que todos os grupos funcionais estiverem representados por pelo menos uma espécie, aumento posterior de riqueza não afetará substancialmente o funcionamento do ecossistema. Esse autor resumiu os princípios da teoria BEF que podem ser aplicados na restauração: a) os limites para o funcionamento do ecossistema são determinados por fatores abióticos, dentro dos quais a biodiversidade tem papel regulador do seu funcionamento; b) a diversidade funcional e a estrutura trófica são mais importantes que a diversidade taxonômica; c) o funcionamento mínimo do ecossistema pode ser alcançado com diversidade relativamente pequena, embora diversidade maior deva ser necessária para garantir funcionamento consistente no longo prazo e em áreas maiores.

Outro ponto a considerar é que ecossistemas em restauração são governados pelos processos de sucessão secundária. As fases iniciais da sucessão em ecossistemas tropicais caracterizam-se por baixa riqueza de espécies e alta dominância de poucas espécies. A continuidade desse processo, com posterior enriquecimento da comunidade pela entrada de novas espécies animais e vegetais, depende de uma série de fatores internos (competição, predação, facilitação) e externos (fluxos na paisagem e “pool” regional de espécies, distúrbios), que podem levar o ecossistema em direção a diferentes atratores (SUDING e HOBBS, 2009).

### 3.2. Segundo pressuposto: o plantio de mudas é o único meio de reintroduzir espécies

Até 2003, a norma se baseava em um segundo pressuposto de que o plantio de mudas era a única maneira de reintroduzir as espécies no sistema (Art. 1º, inciso III, §2º). O indicador de êxito dos plantios seria, naturalmente, baseado no número de espécies plantadas, na proporção de classes sucessionais a que pertencem e grau de ameaça, já que havia a exigência (ainda vigente) de uma proporção mínima de espécies ameaçadas de extinção. No entanto, hoje se sabe que nem todas as espécies plantadas se estabelecem, ou porque não sobrevivem ou porque não formam população estável e, portanto, não persistem no tempo. No entanto, estudos têm demonstrado que muitas espécies ingressam

nos ecossistemas em restauração sem que tenham sido plantadas. Por isso, possivelmente esse segundo pressuposto tem sido gradualmente descartado quando das revisões da norma. A partir de sua segunda edição (SMA 47, de 2003) e na versão vigente (SMA 08, de 2007) passaram a ser aceitas, teoricamente, outras técnicas de introdução de espécies no sistema, que se têm mostrado viáveis em condições experimentais, como a semeadura direta (ENGEL e PARROTA, 2001; PARROTA e ENGEL, 2001; SOARES e RODRIGUES, 2008), a nucleação (REIS et al., 2003; TRES et al., 2005) e a indução e, ou, condução da regeneração natural (DURIGAN et al., 1998; FERRETI e BRITÉZ, 2006). Desconhecem-se, no entanto, projetos formulados a partir de tais técnicas que tenham sido aprovados oficialmente. A falta de conhecimento consolidado sobre as viabilidades técnica e econômica dessas alternativas em cada situação (quando e como aplicar?) e, principalmente, a dificuldade de modificar a rotina de procedimentos estabelecida pela versão inicial da norma são causas possíveis para a não disseminação das novas técnicas.

Na prática cotidiana são praticamente inexistentes no Brasil profissionais capazes de elaborar projetos de restauração baseados nos processos naturais de introdução de diversidade no sistema e faltam critérios claros para avaliação e monitoramento desses projetos. Ou seja, não existe conhecimento técnico-científico consolidado e adequadamente disseminado para tornar possível a aferição do cumprimento da norma. Por exemplo: espécies não arbóreas deveriam entrar no cômputo? Quando se considera estabelecida uma espécie? Se a recuperação da diversidade é lenta e gradual, em que momento, precisamente, deve ser feita essa avaliação?

### 3.3. Terceiro pressuposto: não existem fontes naturais de sementes capazes de enriquecer áreas em restauração

Um dos argumentos por trás da exigência de introdução de grande número de espécies se baseia na hipótese de que, se não existem fontes de sementes suficientemente próximas que possam recolonizar as áreas em restauração, as espécies só retornarão ao ecossistema se forem plantadas (SOUZA e BATISTA, 2004).

Faltam, neste caso, para os ecossistemas brasileiros estudos preditivos sobre a probabilidade de chegada de espécies em função da distância das fontes de sementes. Na Alemanha, por exemplo, Kirmer et al. (2008) verificaram que, para 19% das espécies que ingressaram

em ecossistemas em restauração em paisagens degradadas pela mineração, as fontes mais próximas de sementes estavam a mais de 10 km de distância. Resultados recém divulgados do inventário da cobertura vegetal natural remanescente no estado de SP (Instituto Florestal, 2010, [www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/](http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/)) indicaram que nas regiões mais desmatadas ainda existem, em média, 1,2 fragmentos por quilômetro quadrado (MARCO A. NALON, comunicação pessoal<sup>2</sup>), de modo que, caso existam, as regiões efetivamente desprovidas de fontes de sementes são muito raras.

O grande número de espécies não plantadas que têm sido amostradas sob plantios de restauração de matas ciliares – 88 por Santos et al. (2007), 65 por Pulitano et al. (2004), 86 por Costa (2008), 67 por Silva (2007), ou sob plantações florestais monoespecíficas no Brasil – 123 por Silva Jr. et al. (1995), 90 por Sartori et al. (2002); e 111 por Onofre et al. (2010), entre outros, por si só demonstra que as fontes remanescentes têm sido capazes de assegurar o enriquecimento natural dos ecossistemas, com a vantagem inquestionável de reintrodução de genótipos localmente adaptados.

### 3.4. Quarto pressuposto: restaurar significa reintroduzir árvores

A começar pelo título da Resolução, que trata do “reflorestamento”, o viés da forma de vida arbórea está presente em todo o corpo da norma. Em todas as suas versões, a Resolução é acompanhada de um anexo que contém a relação de espécies recomendadas para plantio em diferentes regiões ecológicas. Essas listas, porém, contêm apenas espécies arbóreas, desconsiderando que, especialmente nas etapas iniciais da sucessão secundária, comunidades florestais são compostas também por ervas, arbustos e outras formas de vida, que não são incluídas no cômputo das 80 espécies. Diversos estudos têm realçado a contribuição de outras formas de vida para a diversidade de florestas tropicais (GENTRY e DODSON, 1987; MEDINA, 1995; APPANAH et al, 1993; ROSSATO et al., 2008), bem como seu papel no funcionamento desses ecossistemas (MORELLATO e LEITÃO-FILHO, 1996).

Além de desconsiderar a importância das outras formas de vida, o viés arbóreo da Resolução tem implicações perversas sobre a avaliação e monitoramento de áreas em restauração. Com base nos dispositivos da Resolução, um projeto de restauração seria positivamente avaliado depois de determinado tempo

da implantação – ainda não claramente definido – se, em sua maioria, as espécies arbóreas plantadas apresentassem alta sobrevivência e bom desenvolvimento, independentemente de aspectos como abundância e diversidade de outras formas de vida, ou da persistência daquelas espécies no sistema. Porém, não é incomum a existência de projetos com alta diversidade de espécies arbóreas plantadas, cujo sub-bosque apresenta baixa diversidade de arbustos tolerantes à sombra e, mesmo, de regenerantes do dossel. Nessas situações, a ocorrência de clareiras pela morte de árvores plantadas ou, mesmo, clareiras sazonais relacionadas à queda de folhas de espécies decíduas tendem a estimular a germinação e ocupação dessas clareiras por gramíneas agressivas. Assim, um projeto avaliado positivamente considerando apenas o número de espécies arbóreas e seu arranjo em termos de grupos sucessionais pode, em longo prazo, ter comprometidas a dinâmica e a manutenção das populações dessas espécies arbóreas.

### 3.5. Quinto pressuposto: sem espécies pioneiras não é possível restaurar

Apesar da constatação apontada nas considerações iniciais da Resolução de que a alta proporção de árvores pioneiras parece não dar bons resultados, ao estabelecer que 60%, no máximo, das mudas plantadas podem ser de espécies não pioneiras (SMA 47 e SMA 08), parte-se da premissa de que pelo menos 40% das mudas precisam ser de espécies pioneiras.

Curiosamente, nos plantios mais antigos e bem-sucedidos de restauração de mata ciliar no Brasil (Tijuca – CASTRO MAYA, 1967; Usina Ester – NOGUEIRA, 1977; e Fazenda Cananéia – PULITANO et al., 2004) não foram plantadas espécies pioneiras. Além disso, a análise comparativa de diferentes modelos de plantio com mais de 10 anos (SILVEIRA e DURIGAN, 2004; COSTA, 2008) tem indicado que a abundância e diversidade da regeneração natural são inversamente proporcionais à densidade de espécies pioneiras plantadas. Aparentemente, em dado momento da trajetória das comunidades em restauração, houve um *tradeoff* entre as árvores plantadas de rápido crescimento e o estrato regenerante, que pode atrasar a recuperação da diversidade, se não houver manejo.

Sabe-se que a alta proporção de pioneiras acelera o processo de fechamento das copas e, portanto, reduz os custos de manutenção e talvez seja esse o argumento que fundamenta a norma. Porém, com a exigência de

40% de pioneiras, cerceia-se o direito do restaurador de optar pelo plantio exclusivo de espécies não pioneiras, ainda que custe mais caro, sem que haja argumento científico consistente para isso.

### 3.6. Sexto pressuposto: *one size fits all*

Ainda que a última edição da Resolução sugira abertura para inovações metodológicas, na prática o modelo consolidado pela primeira edição da Resolução (SMA 21) é o que tem sido apresentado e aprovado nos projetos atuais de restauração, sendo desconhecidas quaisquer exceções. Ao estabelecer um conjunto de regras único, que passa a ser aplicado em todas as situações, rejeita-se o paradigma internacionalmente aceito de que *no one size fits all*, ou seja, não existe um modelo único que se aplique a todas as situações na restauração de ecossistemas. Assim, têm sido observadas, entre outras impropriedades, tentativas como o plantio com alta diversidade sobre solos altamente degradados, o plantio de árvores onde a vegetação original era de campo úmido ou várzea, o revolvimento do solo para plantio destruindo o banco de sementes e raízes que seria capaz de grande contribuição à revegetação ou, até mesmo, o plantio de espécies não adaptadas e exóticas de difícil identificação para completar o número de 80.

Ao estabelecer como meta única a recuperação da diversidade de espécies arbóreas, a Resolução contraria a tendência global de estabelecer e aceitar metas factíveis para cada situação (EHRENFELD, 2000) e de avaliar o êxito perante as metas. Em muitas circunstâncias, outras metas menos ambiciosas e igualmente relevantes, como recuperar serviços ambientais ( contenção de encostas ou proteção de recursos hídricos, por exemplo), deveriam ser prioritariamente atingidas, e para isso, antes da diversidade de espécies seus atributos funcionais relacionados com a contenção de processos erosivos deveriam nortear as técnicas de restauração.

As técnicas (número mínimo de espécies, proporção entre grupos funcionais e até espaçamento e preparo de solo) transformaram-se em uma camisa de força que norteia as decisões dos órgãos licenciadores e, com isso, vêm restringindo a iniciativa dos proprietários, a criatividade dos profissionais que elaboram projetos e, até mesmo, limitando oportunidades de pesquisa.

### 3.7. Sétimo pressuposto: incluindo espécies ameaçadas nos plantios de restauração essas espécies estarão salvas

A exigência de que 5% das espécies utilizadas nos plantios estejam enquadradas em algum grau de ameaça baseia-se no pressuposto de que, plantando-as, estarão salvas. Em sua grande maioria, essas espécies estão ameaçadas justamente porque têm populações reduzidas e são muito raras na natureza, provavelmente com limitações nos processos reprodutivos. Exigir sua inclusão em todos os plantios de restauração significa, seguramente, aumentar ainda mais a pressão sobre as populações naturais dessas espécies pela colheita de sementes em quantidades suficientes para atender à demanda induzida pela Resolução. Além disso, essas espécies e também muitas espécies tardias da sucessão, que são usualmente raras e restritas a áreas de *habitat* íntegro, dificilmente conseguem se estabelecer no ambiente hostil de início de sucessão que caracteriza as áreas degradadas. Desse modo, o esforço em geral é inócuo e o material, perdido.

A obtenção de material biológico a partir de populações naturais de espécies raras ou ameaçadas só deveria ser feita como parte de um programa voltado especificamente para sua conservação, que dificilmente poderia ser executado por meio do plantio em áreas degradadas.

## 4. PROBLEMAS RELATIVOS À OBTENÇÃO DE MATERIAL BIOLÓGICO

Com a consolidação do número de 80 espécies como diretriz válida no Estado de São Paulo desde 2003 (ainda que hoje a norma postule que 80 espécies deverão ser obtidas “no final do período disposto em projeto” e, portanto, não precisam ser plantadas no início), um novo obstáculo se coloca: obter mudas, em quantidades adequadas, de espécies e genótipos adaptados a cada região ecológica e nas proporções que a Resolução SMA 08 impõe.

Naturalmente, se é difícil conseguir mudas naquelas proporções, mais difícil ainda é aferir, no campo, se tais proporções foram obedecidas nos plantios. Essa intrincada distribuição das mudas e espécies em grupos funcionais depende do conhecimento da biologia das espécies, que nem mesmo os cientistas detêm.

Faltam profissionais preparados para identificar as espécies e, também, fontes de sementes de boa qualidade, uma vez que são raras as áreas que preservam populações grandes e onde possa ser feita colheita em larga escala.

Para cumprir os requisitos da Resolução, mudas de origem duvidosa têm sido utilizadas para expandir a lista. Como exemplo, citam-se duas espécies cujas mudas estão entre as mais amplamente utilizadas em plantios de restauração no Estado de São Paulo, embora a análise cuidadosa dos projetos levados a campo possa revelar inúmeras outras inadequações.

a) *Cordia abyssinica* – Um Espécie exótica no Brasil, que foi um dia erroneamente identificada como *Cordia superba*, - espécie nativa da Floresta Estacional Semidecidual e como tal foi amplamente utilizada em todo o Estado. É possível, inclusive, que o material genético dessa espécie que vem sendo utilizado nos plantios em todo o Estado seja oriundo, em sua totalidade, daquele material original. Dispersa pela fauna, germina facilmente e se estabelece além das áreas de plantio, com forte potencial invasivo.

b) *Schyzolobium parahyba* – Espécie nativa da Floresta Ombrófila Densa na orla litorânea de São Paulo, de fácil obtenção de sementes e cultivo, assim como de crescimento muito rápido, disseminou-se por todo o Estado, por meio da utilização em plantios de restauração em regiões de Floresta Estacional Semidecidual. Respaldando e propagando esse erro, a própria lista de espécies que acompanha a Resolução trazia informação equivocada a respeito da sua região de ocorrência natural. Dispersa pelo vento, a espécie é hoje reconhecida como invasora em fragmentos de Floresta Estacional.

Além dos riscos de contaminação por espécies invasoras, para as espécies nativas de ocorrência regional, especialmente as raras e ameaçadas, não se podem desprezar os riscos de que esteja sendo utilizada baixa diversidade genética nos plantios, dadas as dificuldades para a obtenção do material biológico. Já nas espécies de distribuição geográfica ampla pode estar ocorrendo contaminação genética, com o plantio de mudas obtidas a partir de sementes oriundas de regiões ecológicas distintas, trazendo de volta genes que a seleção natural já teria eliminado ou genes previamente inexistentes no local.

Um risco adicional tem origem taxonômica. Uma vez que erros na identificação de espécies podem ocorrer em diferentes etapas, desde a identificação das matrizes, passando pela etapa de beneficiamento e armazenamento de sementes ou produção de mudas, erros diversos podem ocorrer nos projetos e em sua execução. Na identificação da vegetação previamente existente, por exemplo, o mosaico de savanas e florestas facilita a confusão. Erros podem acontecer ainda nas listas de espécies recomendadas para cada região. A presença de espécies exóticas invasoras em ecossistemas naturais, por exemplo, induz erros sobre a origem das espécies durante a colheita de sementes.

A verdade é que, quanto maior o número de espécies plantadas ou intencionalmente introduzidas ou reintroduzidas, maior a probabilidade de contaminação biológica ou genética, risco levantado por Broadhurst et al. (2006), Lesica e Allendorf (1999), Hufford e Mazer (2003) e McKay et al. (2005).

## 5. DIFICULDADES COM A FORMALIZAÇÃO E FISCALIZAÇÃO DOS PROJETOS

Desde a sua primeira versão (2001) até a edição da última, em 2007, qualquer proprietário de terras que desejasse restaurar a vegetação ao redor de açudes, lagos ou cursos d'água, mesmo que voluntariamente, era obrigado, antes de qualquer ação, a arcar com os custos de um projeto, recolher uma taxa e aguardar a tramitação burocrática até que fosse aprovado o projeto.

Quem conhece de perto a realidade do setor agropecuário sabe que a decisão de plantar árvores muitas vezes não é planejada, sendo decorrente de um período chuvoso prolongado, em que há mão de obra ociosa na propriedade e outros trabalhos são inviáveis. Em épocas assim há aumento considerável na demanda por mudas em viveiros florestais, para iniciativas de restauração voluntária. Se, nessa etapa, o proprietário se defronta com exigências técnicas e burocráticas complexas, a chance de que desista de restaurar é grande. Tanto isso é verdadeiro que, ao levantar dos proprietários de terra os fatores que dificultam a implementação de reservas florestais em suas propriedades, Pereira (2010) constatou, entre as razões mais frequentemente citadas, a dificuldade de “atender aos critérios estabelecidos pela Resolução SMA 08, de 31/01/08, para a recomposição de áreas degradadas no Estado de São Paulo: falta de mudas”.

Finalmente, na última edição da Resolução, tanto a taxa quanto a exigência de projeto foram abolidas em casos de restauração voluntária, restando apenas procedimento simplificado de autorização *on line*, de cuja existência poucos proprietários de terras têm conhecimento, persistindo a imagem do procedimento burocrático instituído pela norma inicial.

Grandes empresas que dependem do cumprimento da Resolução para licenciar seus empreendimentos ou certificar seus produtos não têm escolha, de modo que, apesar das dificuldades, têm-se esforçado em cumprir os dispositivos da norma. É o caso, por exemplo, das usinas de açúcar e álcool, empresas do setor de celulose e papel ou concessionárias de energia hidrelétrica, que podem repassar os custos da restauração para seus produtos ou serviços e têm sido os grandes responsáveis pela expansão das áreas restauradas no país.

Se para os proprietários de terras a Resolução é de difícil cumprimento, para os órgãos responsáveis pela fiscalização e controle da norma não é diferente. A estrutura regionalizada não dispõe de técnicos devidamente capacitados para fazer cumprir a Resolução, que possam identificar corretamente em campo 80 espécies diferentes em cada local. Também não existe protocolo que permita aos avaliadores identificar diferentes situações e recomendar a técnica mais adequada de restauração.

É comum a constatação de que os técnicos fiscalizadores mal conhecem a flora regional, aprovando projetos que propõem listas de espécies exóticas e fazendo com que a análise dos projetos seja não mais do que mera formalidade burocrática.

Além de todas as dificuldades técnicas, o preciosismo da Resolução desconsidera o impacto de seus dispositivos sobre o custo total da restauração. Azevedo (2000), antes ainda da instituição da Resolução, já apontava a restauração de matas ciliares como ônus financeiro tão importante para os pequenos proprietários que era fundamental na decisão de restaurar. Simplificar os procedimentos e reduzir custos, portanto, seriam prioritários como medida de incentivo.

## 6. ATÉ ONDE DEVERIA IR A LEI?

Para os casos de restauração voluntária, seriam mais eficazes leis que instituíssem mecanismos de incentivo. Adicionalmente, deveriam existir políticas

que possibilassem a oferta de mudas e assistência técnica gratuitas pelos órgãos governamentais, pelo menos para atender parcialmente ao disposto no Art. 18 do Código Florestal, que parece coerente com a maneira como a restauração de ecossistemas ou a reabilitação de áreas degradadas são tratadas no resto do mundo. Do ponto de vista técnico, no máximo poderiam existir normas para coibir a introdução de espécies invasoras que comprovadamente coloquem em risco os ecossistemas naturais em cada região ecológica.

Para os casos que tramitam pela esfera jurídica e administrativa (licenciamento ou penalidade por dano ambiental), normas são necessárias, pois os órgãos licenciadores e fiscalizadores precisam de parâmetros para avaliar se as exigências ou penalidades foram cumpridas. Para essa aferição, os projetos deveriam ter metas claras, coerentes com o diagnóstico da situação de cada área a ser recuperada. Em alguns casos, a meta pode ser, simplesmente, a recuperação da cobertura vegetal ou a contenção de processos erosivos em prazo pré-determinado. Na maioria das situações em que não há degradação ambiental, as metas podem ser estabelecidas com base na estrutura e diversidade esperadas para a vegetação, com base no que é comprovadamente possível atingir em projetos de restauração para cada região ecológica, dentro de um prazo pré-determinado. Para estabelecer tais parâmetros, são necessárias pesquisas que mapeiem as trajetórias sucessionais de ecossistemas em restauração em cada região e que gerem os parâmetros de referência com base no que é possível.

A escolha das técnicas de restauração a serem utilizadas para atingir a meta estabelecida (se plantio ou não, quais espécies, espaçamento ou manejo) ficaria a critério dos proprietários e dos responsáveis pelos projetos.

A avaliação do cumprimento da meta seria feita por meio de indicadores de fácil aplicação, a serem definidos pela comunidade científica em comum acordo com os profissionais que executam a avaliação.

Aos órgãos públicos, de pesquisa, ensino e extensão, além de gerar parâmetros e definir indicadores, caberia produzir material de apoio, cartilhas e manuais técnicos, com revisão e atualização programadas de modo a incorporar constantemente os avanços da ciência em restauração de ecossistemas.

## 7. A LEI ORIENTA A CIÊNCIA OU A CIÊNCIA ORIENTA A LEI?

Um dos riscos inerentes de toda norma jurídica está em sua interpretação equivocada ou aplicação inoportuna.

A Resolução SMA, em sua versão vigente desde 2007, teria a finalidade de orientar projetos de restauração de florestas nos casos em que a restauração é obrigatória (licenciamento ou termos de ajustamento de conduta) ou executada com recursos públicos. Porém, há relatos de que projetos de pesquisa têm sido reprovados por agências de fomento com base no argumento de que os experimentos propostos não obedecem às normas da Resolução. As regras de sigilo impedem a identificação dos responsáveis pelos pareceres, mas foram endossados pela Diretoria Científica dos órgãos de fomento. Essa é uma das formas mais perniciosas de aplicação da lei, uma vez que passa a ser obstáculo concreto ao avanço científico e tecnológico, com um leve toque de obscurantismo.

Era de se esperar que do livre exercício da ciência emergissem técnicas cada vez mais diversificadas de restauração de ecossistemas, que se adequassem às diferentes situações ambientais, diferentes biomas, diferentes níveis tecnológicos ou realidades socioeconômicas e até mesmo aos distintos anseios individuais dos proprietários. Diferentes metas também precisam ser consideradas, pois, muitas vezes, ao perseguir a meta de restaurar a diversidade de espécies arbóreas se perde a oportunidade de obter melhores resultados em termos de serviços ambientais, por exemplo.

Hobbs (2006), ao defender que se estreitem os laços entre a ciência e a prática da restauração, ponderou que o insucesso, às vezes, é decorrente de falha no planejamento e execução, mas muitas vezes é devido ao entendimento incompleto ou equivocado de como os sistemas ecológicos funcionam. Em particular, esse autor ressaltou a necessidade de se passar de uma visão dos ecossistemas como entidades em equilíbrio estático e previsível, para uma visão de complexidade e imprevisibilidade, de modo que nenhuma ideia possa resistir ao tempo e à aplicação prática em todos os lugares.

A grande verdade científica relativa a modelos ou técnicas de restauração é a certeza de que não existe solução única para todas as situações, constatação

reconhecida na literatura em Ecologia da Restauração pela expressão *no-size-fits-all* (COX et al., 2008; DETTMAN et al., 2008; EVINER e HAWKES, 2008). Ao basear-se em pressupostos que não encontram respaldo em estudos científicos, as seguidas edições da Resolução SMA, assim como outras normas que versam sobre detalhes técnicos de restauração, deixam de admitir a imprevisibilidade e as múltiplas trajetórias possíveis para conduzir a área de um estado de degradação até a sua restauração.

Concorda-se com Nuttle et al. (2004) quando disseram que “temos de admitir que nosso entendimento presente dos processos ecológicos envolvidos na restauração está longe de ser suficientemente completo para nos permitir manipular (e poderíamos adicionar legislar sobre) esses processos com segurança”. Entende-se ainda, que o rigor das normas cerceia a criatividade e a iniciativa do cientista e do restaurador e, assim, constitui-se em uma barreira a mais a dificultar a descoberta de soluções inovadoras e, especialmente, a tornar ainda mais lenta a expansão das áreas restauradas.

Não parece, enfim, que a instituição da Resolução tenha contribuído para acelerar o ritmo de ampliação das áreas restauradas e tampouco a probabilidade de sucesso das iniciativas de restauração.

## 8. AGRADECIMENTOS

Ao Dr. James Aronson, por estimular o debate; a Maria José Brito Zakia, pelas sugestões sobre a versão original deste artigo; e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelas bolsas de produtividade à pesquisa aos autores G.D., F.R.S., J.M.D.T., M.C.M.M., S.V.M. e V.L.E..

## 9. REFERÊNCIAS

APPANAH, S.; GENTRY, A.H.; LAFRANKIE, J.V. Liana diversity and species richness of Malaysian rain forest. *Journal of Tropical Forest Science*, v.6, n.2, p.116-123, 1993.

ARONSON, J. et al. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000-2008) in restoration ecology and 12 other scientific journals. *Restoration Ecology*, v.18, n.2, p.143-154, 2010.

AZEVEDO, C.M.A. **A decisão de preservar:** a mata ripária do rio Jaguari-Mirim, SP. São Paulo: Annablume, FAPESP, 2000. 106p.

BARBOSA, F.A.R. et al. Brazilian LTER: Ecosystem and biodiversity information in support of decisionmaking. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.90, n.1, p.121-133. 2004.

BARBOSA, L. M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v.6, n.14, p.28-34, 2003.

BROADHURST, L.M.; NORTH, T.; YOUNG, A.G. Should we be more critical of remnant seed sources being used for revegetation? **Ecological Management and Restoration**, v.7, n.3, p.211-217, 2006.

BROCKERHOFF, E.G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v.17, p.925-951, 2008.

CABIN, R.J. Science-driven restoration: a square grid on a round Earth? **Restoration Ecology**, v.15, n.1, p.1-7, 2007.

CASTRO MAYA, R.O. **A floresta da Tijuca**. Rio de Janeiro: Bloch, 1967. 102p.

CHADA, S.S.; CAMPELLO, E.F.C.; FARIA, S.M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, v.28, n.6, p.801-809, 2004.

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

COX, E.S. et al. Factor affecting the restoration of heathland and acid grassland on *Pteridium aquilinum*-infested land across the United Kingdom: a multisite study. **Restoration Ecology**, v.16, n.4, p.553-562, 2008.

CUMMING, T. **A brief summary of the tax incentives in support of protected areas expansion and securing threatened ecosystems as provided for in the Income Tax Act 58 of 1962**. South Africa: Botanical Society of South Africa, 2009.

DETTMAN, C.L.; MABRY, C.M.; SCULTE, L.A. Restoration of Midwestern U.S. Savannas: one size does not fit all. **Restoration Ecology**, v.17, n.6, p.772-783, 2008.

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.

DURIGAN, G. et al. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. **Acta Botânica Brasiliensis**, v.12, n.3, p.421-429, 1998.

EHRENFIELD, J. G. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. **Restoration Ecology**, v.8, n.1, p.2-9, 2000.

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

EVINER, V.T.; HAEKES, C.V. Embracing variability in the application of plant-soil interactions to the restoration of community and ecosystems. **Restoration Ecology**, v.16, n.4, p.713-729, 2008.

FERRETTI, A.R.; BRITEZ, R.M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v.14, p.249-259, 2006.

GENTRY, A.H.; DODSON, C. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. **Biotropica**, v.19, n.2, p.149-156, 1987.

HIEDANPÄÄ, J. European-wide conservation versus local well-being: the reception of the Natura 2000 Reserve Network in Karvia, SWFinland. **Landscape and Urban Planning**, v.61, n.2-4, p.113-123, 2002.

HOBBS, R.J.; HARRIS, J.A. Restoration Ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, v.9, p.209-219, 2001.

- HOBBS, R.J. Foreword. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (Eds.). **Foundations of Restoration Ecology**. Washington: Island Press, 2006.
- HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. et al. (Eds.) **Assembly rules and restoration ecology**. Washington: Island Press, 2004. p.72-95.
- HOLL, K.D.; HOWARTH, R.C. Paying for restoration. **Restoration Ecology**, v.8, n.3, p.260-267, 2000.
- 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.
- KEENAN, R. et al. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. **Forest Ecology and Management**, v.99, n.1-2, p.117-131, 1997.
- KIRMER, A. et al. Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting recolonization after large-scale destruction of ecosystems. **Journal of Applied Ecology**, v.45, p.1523-1530, 2008.
- KROTT, M. et al. Voicing interests and concerns: NATURA 2000: An ecological network in conflict with people. **Forest Policy and Economics**, v.1, n.3-4, p.357-366, 2000.
- LAKE, P. S. On the maturing of restoration: linking ecological research and restoration. **Ecological Management and Restoration**, v.2, NUMERO, p.110-115, 2001.
- LAMB, D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical lands: the potential role of timber plantations. **Restoration Ecology**, v.6, n.3, p.271-279, 1998.
- LAWTON, J. H.; BROWN, V. K. Redundancy in ecosystems. In: SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. (Eds.). **Biodiversity and ecosystem function**. Berlin: Springer-Verlag, 1994. p.255-270.
- LEE, E.; HAU, B.C.H.; CORLETT, R.T. Natural regeneration in exotic tree plantations in Hong Kong, China. **Forest Ecology and Management**, v.212, p.358-366, 2005.
- LESICA, P.; ALLENDORF, F.W. Ecological genetics and the restoration of plant communities: mix or match? **Restoration Ecology**, v.13, n.3, p.432-440, 1999.
- LUGO, A. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, v.99, n.1-2, p.9-19, 1997.
- MCKAY, J.K. et al. 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.
- MEDINA, E. Diversity of life forms of higher plants in neotropical dry forest. In: BULLOCK, S.H.; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forest**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p.221-238.
- MELO, A.C.G. A legislação como suporte a programas de recuperação florestal no Estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, v.8, n.17, p.9-16, 2005.
- MORELLATO, P.C.; LEITÃO FILHO, H.F. Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian forest. **Biotropica**, v.28, n.2, p.180-191, 1996.
- NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Eds.). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006. p.210-237.
- NOGUEIRA, J.C.B. **Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas**. São Paulo: Instituto Florestal, 1977. 71p. (Boletim Técnico do Instituto Florestal, 24)
- NUTTLE, T. et al. Assembly rules and Ecosystem Restoration: where to from here? In: TEMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Eds.). **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington: Island Press, 2004. p.410-421.

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

PARROTTA, J.A.; ENGEL, V.L. Direct seeding of native species is low-cost method of restoring forests on degraded agricultural lands (São Paulo State, Brazil). **Ecological Restoration**, v.19, n.3, p.174-175, 2001.

PEREIRA, M.A. **Viabilidade de manejo comercial em Reserva Legal no Pontal do Paranapanema com ênfase em aspectos ambientais, sociais e econômicos**. 2010. 127f. Dissertação – Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade (ESCAS). Nazaré Paulista, 2010.

PULITANO, F.M.; DURIGAN, G.; DIAS, L.E. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois Setores com idades diferentes. In: BÔAS., O. V.; DURIGAN, G. (Orgs.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista**: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas e Letras, 2004. v.1. p.419-445.

REIS, A. et al. Restoration of damaged areas: using nucleation to improve successional processes. **Natureza e Conservação**, v.1, n.1, p.1-25, 2003.

ROSSATTO, D.R.; TONIATO, M.T.Z.; DURIGAN, G. Flora fanerogâmica não arbórea da Estação Ecológica de Assis, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.31, p.409-424, 2008.

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

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

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

SILVEIRA, E.R.; DURIGAN, G. Recuperação da matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos 10 anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, S.P. In: BÔAS, O. V.; DURIGAN, G. (Orgs.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista**: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas e Letras, 2004. v.1. p.347-370.

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. **Scientia Forestalis**, v.78, p.115-121, 2008.

SONI, P.; VASISTHA, H.B.; KUMAR, O. Biological diversity in surface mined areas after reclamation. **Indian Forester**, v.115, p.475-482, 1989.

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

SUDING, K.N.; HOBBS, R.J. Models of ecosystem dynamics as a framework for restoration ecology. In: HOBBS, R. J.; SUDING, K. N. (Eds.). **New models for ecosystem dynamics and restoration**. Washington: Island Press, 2009. p.3-21.

SUDING, K.N.; GROSS, K.L. The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Eds.). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006. p.190-209.

TRES, D.R. et al. Uso de técnicas nucleadoras para restauração ecológica de matas ciliares, Rio Negrinho, SC. In: SIMPOSIO NACIONAL E CONGRESSO LATINO-AMERICANO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2005, Curitiba. **Anais...** Curitiba: 2005. p.71-79.

VIANNI, R.A.G.; DURIGAN, G.; MELO, A.C.G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal** (no prelo). 2010.

VITOUSEK, P.M.; HOOPER, D.U. Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeography. In: SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. (Eds.). **Biodiversity and ecosystem function**. Berlin: Springer-Verlag, 1994. p.3-14.

WOODWARD, F.I. How many species are required for a functional ecosystem? In: SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. (Eds.). **Biodiversity and ecosystem function**. Berlin: Springer-Verlag, 1994. p.271-291.

YIN, R.; YIN, G. China's Ecological Restoration Programs: initiation, implementation and challenges. In: YIN, R. (Ed.) **An integrated assessment of China's Ecological Restoration Programs**. New York: Springer, 2009. p.1-19.