

A sucessão florestal em roças em pousio: a natureza está fora da lei?

The forest succession in fallow fields: is nature against law?

Eduardo Pereira Cabral Gomes¹, Marie Sugiyama², Cristina Adams³,
Helbert Medeiros Prado⁴ e Clóvis José Fernandes de Oliveira Junior⁵**Resumo**

Nas últimas duas décadas uma quantidade crescente de modelos e técnicas visando à restauração de florestas tropicais altamente diversas vem sendo desenvolvida no Brasil e no exterior. No entanto, muitos destes esforços não apresentaram resultados satisfatórios e com base nesse argumento foi criado um arcabouço legal e normativo para a orientação destas ações, em particular no Estado de São Paulo. A conveniência dessa legislação é controversa e tem desencadeado intensa discussão sobre as premissas em que se apoia e sua efetividade. Neste estudo, a partir da amostragem de cerca de 4000 indivíduos são comparadas dez áreas em processo de sucessão secundária com idades variando entre 2 e 60 anos com as normas vigentes para a restauração de florestas tropicais altamente diversas. A densidade variou de 2.180 indivíduos ha⁻¹ em área em sucessão há 11 anos a 7.825 indivíduos ha⁻¹ em área com quatro anos de pousio. A riqueza amostrada foi diretamente proporcional ao tempo de pousio. A proporção de espécies pioneiras foi inversamente proporcional ao tempo de abandono. A proporção de pioneiras foi inferior ao mínimo de 40% estipulado na resolução SMA 08/2008. A maioria das áreas apresentou valores inferiores ao estipulado pela Resolução 08/2008 que seria o mínimo de 40% para qualquer um dos grupos ecológicos (Pioneira ou Não Pioneira). Oito das áreas estudadas ultrapassaram os limites máximos estabelecidos para estes grupos na Resolução. A análise do processo de sucessão ecológica durante o pousio de roças itinerantes mostrou que muitas das exigências da Resolução SMA 08/2008 não apresentam paralelo com o processo de sucessão que ocorre naturalmente em paisagem de matriz florestal, no contexto da Mata Atlântica. Essas exigências podem comprometer a efetividade de políticas e projetos de restauração de áreas de Mata Atlântica em São Paulo.

Palavras-chave: Legislação ambiental, Resolução SMA 08/2008, Restauração ecológica, restauração passiva.

Abstract

In the last two decades an increasing number of models and techniques aimed at restoring natural high-diversity tropical forests is being developed in Brazil and abroad. However, many of these efforts did not show satisfactory results and a legal and normative framework was created to guide these actions, particularly in the state of São Paulo. The convenience of this legislation is controversial and has triggered intense discussion about the assumptions on which it is based and its efficacy. In this study, from a sampling of around 4000 individuals, secondary succession in ten areas with ages varying from 2 to 60 years, was compared with the current regulations for the restoration of highly diverse tropical forests. The density ranged from 2,180 individuals ha⁻¹ in an area of 11 years succession to 7,825 individuals ha⁻¹ in an area with four years of fallow land. The richness sampled was directly proportional to the fallow time. The proportion of pioneer species was inversely proportional to the time of abandonment. The proportion of pioneers was less than the minimum of 40% stipulated in resolution SMA 08/2008. Most areas presented values below the stipulated by 08/2008 Resolution that would be a minimum of 40% for any of ecological groups (Pioneer and Non Pioneer). Eight of the studied areas exceeded the maximum limits established for these groups in the resolution. The analysis of the ecological succession process during the fallow of the shifting cultivation areas, showed that many requirements of the Resolution SMA 08/2008 do not conform to what occurs naturally in the Atlantic Forest. These requirements may bring negative outcomes to the effectiveness of policies and projects to restore areas of Atlantic forest in São Paulo.

Keywords: Ecological restoration, Environmental legislation, passive restoration, Resolution SMA 08/2008.

¹Doutor em Ciências (Ecologia). Instituto de Botânica - Núcleo de Pesquisa em Ecologia. Av Miguel Estefano 3687, Caixa Postal 3005, 01061-970, São Paulo, SP, Brasil. E-mail: eduardo.pcgomes@pq.cnpq.br

²Doutora em Ciências (Ecologia). Instituto de Botânica - Núcleo de Pesquisa Curadoria do Herbário. Av Miguel Estefano 3687, Caixa. Postal 3005, 01061-970, São Paulo, SP, Brasil.

³Doutora em Ciências (Ecologia), USP - Universidade de São Paulo - Escola de Artes, Ciências e Humanidades. Av. Arlindo Betio, 1.000, 03828 - 000, São Paulo, SP, Brasil.

⁴Doutor em Ciências (Ecologia). USP - Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, Av. Arlindo Betio, 1.000, 03828 - 000, São Paulo, SP, Brasil.

⁵Doutor em Botânica. Instituto de Botânica - Núcleo de Pesquisa em Plantas Ornamentais. Av. Miguel Estefano 3687, Caixa Postal 3005, 01061-970, São Paulo, SP, Brasil.

INTRODUÇÃO

Ações antrópicas decorrentes dos modelos de agricultura, de desmatamentos e outras atividades econômicas, têm causado grandes danos às áreas naturais, com enormes perdas de cobertura vegetal, biodiversidade e serviços ambientais (EHLERS, 1996; MORAN, 2008). O agravamento dos impactos fez surgir a necessidade de se restaurar as áreas degradadas, devolvendo-lhes pelo menos parte das características e funções ecológicas perdidas. Neste sentido, ao longo das últimas três décadas uma quantidade crescente de modelos e técnicas visando à restauração ecológica vem sendo desenvolvida no Brasil e no exterior (CALMON et al., 2011). Todavia, muitos dos modelos e experiências implantadas não apresentaram resultados satisfatórios, e vários processos de restauração não atingiram a estabilidade almejada e entraram em declínio após alguns anos de implantação, evidenciando que a restauração ecológica é uma prática que ainda necessita de avanços para que atinja a efetividade necessária (BRANCALION et al., 2010). Dependendo das condições e objetivos, o plantio pode inclusive atrasar a regeneração (p.ex., MURCIA, 1997) e o simples isolamento da área pode ser a melhor medida a ser tomada, i.e., a restauração passiva (HOLL; AIDE, 2011).

A base sobre a qual a maior parte dos modelos de recuperação de áreas degradadas se apoia no processo natural de sucessão secundária (KAGEYAMA, 1992). Os modelos buscam acelerar e garantir o processo de sucessão ou, inclusive, assegurar que o mesmo ocorra, dado que a degradação é por vezes tão intensa que, sem intervenções, a recuperação não se desenvolveria além de certo ponto. A falta de efetividade dos modelos atuais pode ser explicada, em parte, pela complexidade inerente ao processo de sucessão natural, mas também à diversidade de biomas e ecossistemas nos quais os remanescentes estão inseridos, e aos diferentes históricos de degradação e fragmentação (BENAYAS et al. 2009, HOLL; AIDE, 2011). A sucessão secundária pode ser bastante longa, variando entre 40 e 200 anos (SALDARRIAGA; UHL, 1991; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; LIEBSCH et al., 2008; PIOTTO et al., 2009), e está sujeita a diversos fatores bióticos e abióticos que caracterizam determinada região geográfica. O fato de que cada área a ser restaurada passará por um processo único, com um conjunto de características próprias (HOLL; AIDE, 2011), evidencia o tamanho do desafio

envolvido na construção de modelos e normas orientadoras para os processos de Recuperação de Áreas Degradadas.

Mesmo assim, a partir das experiências realizadas e da necessidade de se garantir a efetividade na restauração de áreas naturais no Brasil, um dos países mais biodiversos do mundo, tem buscado aperfeiçoar nas últimas décadas, o arcabouço legal e normativo que orienta estas ações (DURIGAN et al., 2010). O Estado de São Paulo assumiu a liderança neste processo ao editar, a partir de 2001, regras com orientações para a recuperação de áreas degradadas (SÃO PAULO 2001, 2008). Boa parte da legislação construída não partiu de uma base científica, mas sim do empirismo, e sua efetividade não é consenso entre pesquisadores que estudam o tema no Brasil (ARONSON et al. 2011, DURIGAN et al., 2010; BRANCALION et al., 2010). Entre os itens discutíveis destacam-se a exigência de um número mínimo de espécies na área a ser recuperada, e a fixação de proporções, em relação ao total de indivíduos, para classes sucessionais, síndromes de dispersão e até mesmo pelo grau de ameaça de extinção (DURIGAN et al., 2010).

Além das questões técnico-ecológicas, a restauração ecológica ainda é onerosa para a maioria dos produtores. A implantação e manutenção por dois anos de reflorestamentos com espécies nativas (cerca de 1.700 indivíduos/ha) apresentaram um custo em 2008 que podia chegar a R\$ 19.182,00 (OLIVEIRA et al., 2008), o que tem motivado a busca por técnicas alternativas e de menor custo tais como nucleação (SÃO PAULO, 2010), indução e/ou condução da regeneração natural e sistemas agroflorestais (CALDEIRA; CHAVES, 2010).

A prática das roças de coivara, itinerante ou de corte e queima, caracteriza-se por ser uma atividade agrícola de baixo custo e impacto, intensiva em mão de obra e praticamente livre de insumos externos, apresentando baixa produtividade se comparada aos modelos agrícolas da “revolução verde”. É um sistema de uso da terra no qual o período de pousio é mais longo que o de plantio (de culturas anuais), em prazo suficiente (cerca de 20 anos) para que o processo de sucessão resulte numa vegetação dominada por espécies lenhosas, cuja limpeza para reinício do ciclo é feita com o auxílio do fogo (MERTZ et al., 2009). Desse modo, as roças de corte e queima nas florestas tropicais são sistemas antrópicos que podem contribuir para a construção de modelos de restauração de áreas degradadas. Exemplos destas

são as roças itinerantes praticadas por populações tradicionais no bioma Mata Atlântica, como em comunidades quilombolas.

Embora as roças não sejam diretamente comparáveis com áreas degradadas, para as quais a maior parte das intervenções de restauração está dirigida, como beiras de rios tomadas por pastagens, áreas mineradas, ou áreas desflorestadas, entre outras, muitas informações sobre os processos sucessionais que nela ocorrem podem ser valiosas para definir estratégias de recuperação que normalmente buscam acelerar o processo de sucessão natural.

Neste estudo comparamos a comunidade vegetal entre locais de diferentes idades, ou tempo de pousio. O processo de sucessão ecológica que se instala durante o tempo de pousio foi aqui analisado sob a perspectiva das normas estabelecidas pela Resolução SMA 08/2008 (SÃO PAULO, 2008), que orienta o plantio heterogêneo em áreas degradadas. Portanto, os objetivos específicos foram: a) quantificar a diversidade e proporção de espécies em classes sucessionais em áreas sob regeneração florestal decorrentes do pousio de roças itinerantes; b) quantificar a contribuição das espécies abundantes ao longo da sucessão secundária em roças em pousio; c) comparar estes parâmetros com as exigências normativas vigentes no estado de São Paulo para a recuperação de áreas degradadas, contribuindo para o seu aperfeiçoamento.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A coleta de dados foi realizada na comunidade remanescente de quilombo de São Pedro, no município de Eldorado, Vale do Ribeira, São Paulo. A área situa-se entre 100 e 600 m de altitude, sob clima tropical do tipo Awa na classificação de Koeppen, com médias anuais ao redor de 22°C nas altitudes mais baixas e maior pluviosidade (69,4% do total) de outubro a março, tendo como média anual 1.500 mm de chuvas. O relevo é montanhoso, bastante acidentado e com solos, em geral, de textura argilosa. A vegetação predominante é a Floresta Pluvial Atlântica (Floresta Ombrófila densa na classificação do IBGE), que cobre cerca de 95% da paisagem local e que se apresenta como um mosaico de vegetação em diferentes fases sucessionais (SANTOS; TATTO, 2008). As roças em pousio estudadas situam-se entre 24°28' e 24°34' S e 48°20' e 48°26' W, aproximadamente a 200 m de altitude.

A comunidade de São Pedro se originou entre os séculos XVI e XVII quando escravos negros foram trazidos à região para trabalhar na mineração. À medida que a atividade mineradora declinava os escravos foram abandonados e constituíram a base da população local, adotando a agricultura de roça itinerante como principal atividade de subsistência. Nos últimos 40 anos a agricultura tradicional declinou devido ao êxodo rural e também pelas restrições impostas pela legislação ambiental e pelos procedimentos de licenciamento e autorização (ADAMS et al., 2013).

Na preparação do terreno para o plantio, as áreas são "limpas" com fogo, perdendo a maior parte da matéria orgânica superficial, e recebendo as sementes das culturas em solo praticamente nu. O arroz e/ou o milho, ao lado de outras herbáceas, são as plantas pioneiras nessas roças. O cultivo segue por um ou dois anos, parte da biomassa é retirada, e o agricultor pode retornar dois ou três anos depois da colheita para a coleta de uma ou outra mandioca no local. A normativa citada ao longo deste texto (Resolução SMA/SP 08/2008) permite no seu 10º artigo (parágrafo 2º: "*Como prática de manutenção da recuperação florestal será admitido, por até três anos, o plantio consorciado de espécies nativas com espécies para adubação verde e/ou agrícolas*") o uso de espécies agrícolas, que de maneira análoga, e sempre com critério, poderiam ser empregadas como espécies pioneiras com a finalidade de garantir o sucesso das etapas seguintes e diminuir os custos de implantação do plantio heterogêneo (CALDEIRA; CHAVES, 2010).

Método de amostragem

A partir de uma revisão da literatura sobre sucessão secundária em florestas tropicais (SALDARRIAGA et al., 1988; PEÑA-CLAROS, 2003; GEHRING et al., 2005; HOWORTH; PENDRY, 2006; LIEBSCH et al., 2008; LETCHER; CHAZDON, 2009; PIOTTO et al., 2009) foram selecionadas para o estudo três "faixas etárias" para as áreas, em função do tempo em pousio das roças. As três fases foram assim definidas no estudo: a) de 2 a 4 anos; b) de 10 a 15 anos, e; c) entre 40 e 60 anos. Em cada uma dessas fases foram amostradas três áreas, além de uma área extra, com 34 anos de pousio.

As roças em pousio apresentaram forma quadrangular e aproximadamente 1 ha de área, com exceção de uma, com 15 anos e cerca de 2,5 ha. A declividade do terreno situou-se entre 25 e

30° em oito das dez áreas (máximo de 28° em um roça há 3 anos em pousio), e menos de 10° nas outras duas restantes (5° e 8°).

Foi utilizado o desenho amostral desenvolvido por Gentry (1982) ligeiramente modificado para a amostragem da comunidade arbustivo-arbórea neste estudo. A partir do limite da área em sucessão (roça em pousio) com a floresta em estágio mais avançado de regeneração foram distribuídas perpendicularmente oito transecções de 2 x 50 metros (Figura 1). Se a amostragem não atingisse 300 indivíduos nas oito transecções, estas eram ampliadas para dez, o que só ocorreu uma vez com uma roça há 11 anos em pousio. Em cada transecção todos os indivíduos com diâmetro a altura do peito (dap) maior ou igual a 2,0 centímetros receberam uma placa numerada e tiveram material reprodutivo e/ou vegetativo coletado para identificação. As espécies foram classificadas em “pioneiras” ou “não pioneiras” conforme tabela anexa a resolução 08/2008 (SÃO PAULO, 2008) e os indivíduos para os quais não foi possível a identificação até o nível de espécie, na dúvida, foram agrupados em uma terceira categoria, como “não identificados”.

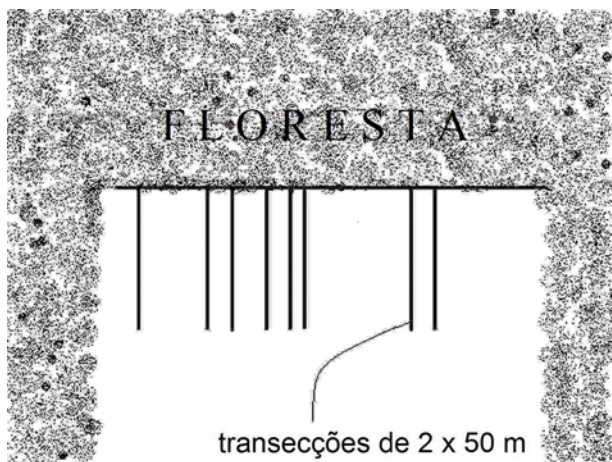


Figura 1. Esquema demonstrativo do desenho amostral.
Figure 1. Schematic demonstration of the sample design.

Análise de dados

Para cada uma das áreas investigadas foi quantificada a riqueza amostrada e calculadas: a proporção de pioneiras e da espécie mais abundante em relação ao total de indivíduos amostrados; quantas espécies, a partir da mais abundante, representaram 90% dos indivíduos, e a proporção das 10 espécies mais abundantes em relação ao total de indivíduos. Ao longo do texto, na ausência de explicações específicas sobre qual índice de diversidade estamos nos referindo, estaremos tratando de “riqueza”.

Os parâmetros acima descritos foram comparados com as exigências da Resolução SMA 008/2008, que se encontram listados na Tabela 1. Para verificar se o número total de espécies foi significativamente diferente entre as três faixas etárias foi aplicado um teste de análise de variância de um fator com o posterior teste *post-hoc* de Tukey-Kramer em caso de resultados significativos. Os pressupostos para a aplicação do teste foram verificados. A roça de 34 anos não foi incluída na análise por não apresentar réplicas.

RESULTADOS

Foram amostradas 3.898 plantas nas comunidades arbustivo-arbóreas em regeneração das dez áreas em pousio. A densidade variou de 2.180 indivíduos ha⁻¹ em área em sucessão há 11 anos a 7.825 indivíduos ha⁻¹ em área com quatro anos de pousio (Figura 2). Os valores de densidade foram menores nas três roças na faixa de idade intermediária (de 10 a 15 anos). Nas capoeiras jovens a densidade elevada deveu-se principalmente a arvoretas e arbustos pioneiros de Asteraceae (*Baccharis*, *Vernonia*), enquanto nas roças mais antigas os arbustos de sub-bosque (plantas não pioneiras) do gênero *Psychotria* (Rubiaceae) foram os mais abundantes.

Tabela 1. Exigências para espécies ou grupos de espécies em plantios de restauração estabelecidos pela Resolução SMA 08/2008 do Estado de São Paulo (6º artigo).

Table 1. Requirements for species or groups of species in restoration plantings established by SMA 08/2008 Resolution of the State of São Paulo (article 6).

Critério	Valor
número mínimo de espécies	80
% de sps zoocóricas	>20
% de sps nativas enquadradas em alguma categoria de ameaça	>5%
grupos ecológicos	pioneiras/não pioneiras
% mínima e máximo para cada grupo	40 a 60
Total de indivíduos de um mesmo grupo ecológico	<60%
Total de indivíduos de uma espécie pioneira	<20%
Total de indivíduos de uma espécie não pioneira	<10%
Espécies com menos de 12 indivíduos	<10% do total de indivíduos no plantio

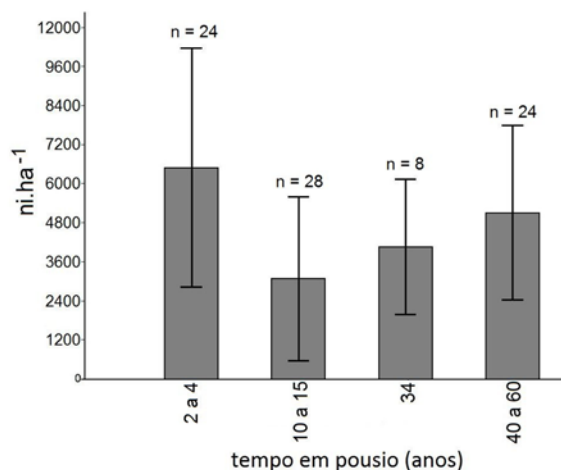


Figura 2. Densidade de plantas (indivíduos ha^{-1} com $dap > 2,0$ cm) durante a sucessão florestal, de acordo com os anos de pousio (T) de roças itinerantes em sucessão secundária em Floresta Ombrófila Densa, SP. n = número de transecções. As barras representam o desvio-padrão.

Figure 2. Plant density (number of individuals per ha^{-1} with $dbh > 2.0$ cm) during the forest succession; fallow years (T) after slash and burn areas in secondary succession in dense shade forest, SP. n = number of transects. The bars represent the standard deviation.

Como alterações durante a evolução do pousio destaca-se o aumento do número de espécies diretamente proporcional ao tempo de pousio (Figura 3, Tabela 2) com diferenças significativas entre a primeira e a última faixa etária (ANOVA de um fator, $F = 5,645$, $p = 0,04$). As 10 espécies mais abundantes corresponderam a quase 90% do total de indivíduos nas capoeiras mais jovens (Tabela 2). Nas fases mais avançadas, a representatividade e dominância das espécies mais abundantes diminuíram.

A proporção de espécies pioneiras foi inversamente proporcional ao tempo de abandono (Tabela 2). A densidade relativa mais alta de pioneiras ocorreu em uma área em pousio de três anos (91,8% dos indivíduos), e a menor em área de 50 anos (7,7%). Nas três áreas com mais

Tabela 2. Características da sucessão vegetal em áreas de sucessão secundária em Floresta Ombrófila Densa, SP. R - código da área; T - Tempo de pousio; N - Número total espécies; S90 - número de espécies que representam 90% dos indivíduos; 10+ - densidade relativa das dez espécies mais abundantes; P - densidade relativa de pioneiras.

Table 2. Characteristics of forest succession in areas of secondary succession in dense shade forest, SP. R - area code; T-fallow time; N-total number species; S90-number of species that represent 90% of individuals; 10+-relative density of the ten most abundant species; P-relative density of pioneers.

R	T (anos)	N	S90	10+ (%)	P (%)
SAMA1	2-4	35	11	88,8	91,8
SAMA2	2-4	36	13	86,4	89,4
SESA1	2-4	52	19	77,8	85,0
SEFM1	10-15	35	20	71,1	55,7
SZGM1	10-15	53	25	70,9	70,5
SANFMA1	10-15	60	32	62,5	65,1
SMFC1	34	68	40	54,0	55,7
SVSFM1	40-60	59	31	60,4	25,4
SOMA1	40-60	73	41	57,9	7,7
SAMA3	40-60	77	42	54,6	18,8

de 30 anos em sucessão, de quatro amostradas, a proporção de pioneiras foi inferior ao mínimo de 40% estipulado na resolução SMA 08/2008 (Artigo 6º, parágrafo 1º).

Dentre as áreas estudadas, apenas duas (SEFM1 e SMFC1) apresentaram valores em concordância com o estipulado pela Resolução 008/2008 que seria o mínimo de 40% para qualquer um dos grupos ecológicos (P e NP). As demais oito áreas apresentaram valores inferiores a 40% para um dos grupos ecológicos.

As três áreas com menos de quatro anos em pousio (Tabela 3) apresentaram alguma espécie pioneira com mais de 20% do total de indivíduos (de 24,1 a 37,8%). Duas áreas na segunda faixa de idade (10 a 15 anos) também apresentaram pioneiras dominantes com mais de 20,0% do total de indivíduos. As três áreas mais antigas apresentaram espécies não pioneiras com mais

Tabela 3. Espécies mais abundantes em cada comunidade vegetal em áreas em sucessão secundária em Floresta Ombrófila Densa, SP. T - tempo de pousio em anos; R - código da área; S - espécie (P - pioneira; NP - não pioneira). DR - densidade relativa.

Table 3. Most abundant species in each plant community in areas in secondary succession in dense shade forest, SP. T-fallow time in years; R - area code; S-species (P-pioneer; NP - non pioneer). DR-relative density.

T	R	S	DR (%)
2-4 anos	SAMA1	<i>Symphypappus itaiyensis</i> - P	24,1
	SAMA2	<i>Cecropia pachystachya</i> - P	37,8
	SESA1	<i>Cecropia pachystachya</i> - P	31,9
10-15 anos	SANFMA1	<i>Tibouchina pulchra</i> - P	20,8
	SEFM1	<i>Lonchocarpus cultratus</i> - P	19,7
	SZGM1	<i>Tibouchina pulchra</i> - P	21,0
34 anos	SMFC1	<i>Psychotria mapourioides</i> - NP	8,3
40-60 anos	SVSFM1	<i>Psychotria</i> sp. - NP	14,1
	SOMA1	<i>Psychotria suterella</i> - NP	15,5
	SAMA3	<i>Bathysa australis</i> - NP	12,2

de 10% do total de indivíduos (arvoretas de sub-bosque). Assim, oito das dez áreas estudadas ultrapassaram os limites máximos estabelecidos para pioneiras e não-pioneiras na Resolução SMA 08/2008 (Tabela 1).

DISCUSSÃO

Com exceção de uma área, a densidade (Figura 2) sempre foi superior a 2.500 ind./ha, equivalente ao espaçamento 2x2 m empregado em alguns plantios heterogêneos destinados à recuperação de áreas degradadas. As densidades elevadas encontradas resultaram do critério de inclusão adotado ($dap \geq 2,0$ cm). Porém, até dez anos após a colheita, plantas com este diâmetro compõem o dossel, tendo toda a copa iluminada e, portanto, podem ser consideradas do estrato dominante.

Nas áreas em pousio a fase inicial da sucessão é caracterizada por uma menor riqueza de espécies (Figura 3), maior dominância de poucas espécies (Tabela 2) e alta densidade de árvores (Figura 2), conforme constatado também em outros estudos (HOWORTH; PENDRY, 2006; RODRIGUES et al., 2007; LIEBSCH et al., 2008).

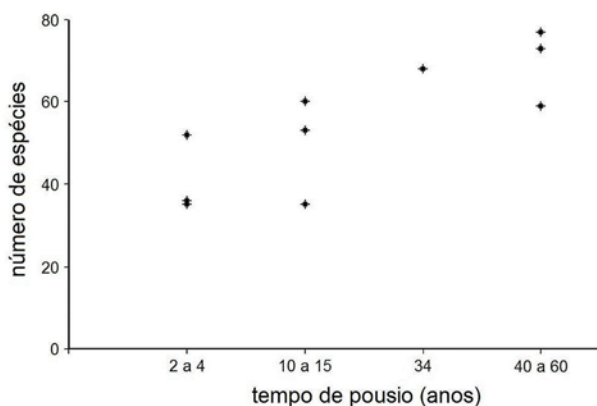


Figura 3. Riqueza de espécies (S) ao longo da sucessão florestal em áreas em sucessão secundária em Floresta Ombrófila Densa, SP.

Figure 3. Species richness (S) along forest succession in secondary succession in dense shade forest, SP.

O aumento da riqueza também foi registrado ao longo do processo de regeneração em áreas derivadas de agricultura de corte e queima no litoral norte do estado de São Paulo (TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Estes resultados corroboram as observações de Durigan et al. (2010), de que muitos estudos refutam a hipótese de que baixa diversidade no plantio levaria a um insucesso da recuperação da biodiversidade. Tal hipótese foi tomada como justificativa e causa principal do insucesso verificado nas restaura-

ções realizadas ao longo das décadas de 80 e 90 e encontra-se no Caput da primeira das Resoluções (SMA-SP 21/2001) sobre plantio heterogêneo com nativas, tendo levado a um aumento das exigências quanto ao número mínimo de espécies e outros limites nas normas emitidas posteriormente (BARBOSA et al., 2003). Ainda que o número mínimo de espécies seja exigido ao final do projeto, não é claro para os responsáveis pela fiscalização quando pode ser considerado o "final do projeto".

As capoeiras estudadas estão dentro de uma matriz florestal e, portanto, apresentam uma vantagem que a maioria das áreas degradadas não possui, qual sejam a proximidade e a imersão numa fonte natural de propágulos. Assim, encontram-se em situação favorável para o início de um processo de recuperação de área a ser restaurada - baixo impacto das roças, quando comparado a outras práticas de uso do solo, e imersão numa matriz florestal, portanto maior proximidade com a fonte natural de propágulos. Estas condições favorecem a restauração passiva, i.e., o retorno das condições originais sem maiores intervenções no solo e/ou plantio de mudas (HOLL; AIDE, 2011).

Os valores estabelecidos pelas normas oficiais com relação às proporções de árvores pioneiras e da porcentagem das espécies pioneiras e não-pioneiras mais abundantes para implantação de projetos de restauração, encontram paralelo nas capoeiras entre 15 e 30 anos de idade, objeto deste estudo. Portanto, as obrigações definidas pela Resolução SMA 08/2008 configuram-se como tentativa de acelerar excessivamente o processo natural de regeneração florestal, ao nosso ver, por exigir um número mínimo de não-pioneiras (40%) difícil de se estabelecer com sucesso sem que as pioneiras não tenham ainda propiciado as condições de cobertura que se observa no processo natural de recuperação, como no presente estudo.

Ainda que o objetivo da maioria dos projetos de restauração seja abreviar o tempo de sucessão (HOLL; AIDE, 2011), isto pode vir a comprometer os resultados e elevar os custos se implicar em saltar a fase inicial do processo sucessional. Esta fase é crucial, por exemplo, para a restauração e recomposição da estrutura e vida nos solos, que geralmente podem se encontrar bastante degradados, empobrecidos tanto em nutrientes como em matéria orgânica, sendo um fator imprescindível para recompor a estabilidade da área natural (MORAN et al.,

2008). A Resolução instrui, em seu Artigo 9º, os cuidados com o preparo do solo e as medidas para controle de erosão sem, no entanto, definir parâmetros ou indicadores que possam nortear estas ações. A recuperação dos solos é fundamental para a restauração ecológica (GONÇALVES, 2008). Muitas das espécies pioneiras desempenham este papel, por terem ciclo curto de vida, gerarem grande quantidade de massa verde, e progressivamente trazerem os nutrientes de camadas mais profundas do solo disponibilizando-os na serapilheira e enriquecendo e equilibrando as condições edáficas (SILVA et al., 2009; TERROR et al., 2011).

No processo de restauração, antes de pensar em número e diversidade de espécies, é necessário selecionar um conjunto de espécies capaz de se adaptar e sobreviver as condições do substrato, recobrando rapidamente o solo, garantindo assim a continuidade do processo de sucessão (DURIGAN et al., 2010).

Em termos de planejamento das ações de restauração seria interessante que estas fossem planejadas em instâncias locais, como os Comitês de Bacia Hidrográfica, por exemplo. Desta forma, aspectos relevantes com objetivos de restauração focados também nas demandas da comunidade, características da paisagem, como espécies mais indicadas e o histórico do uso do solo, entre outras, deveriam ser contemplados no desenho da restauração. Neste cenário, o foco para a restauração de pequenas áreas seria a estabilidade e efetividade do sistema implantado, buscando restaurar processos e serviços ecológicos, sendo a diversidade de espécies um componente a mais no planejamento da restauração.

Os resultados deste estudo sugerem a necessidade de revisão de, pelo menos, duas importantes diretrizes técnicas da Resolução SMA 08/2008 que seriam: (1) a definição de valores diferenciados de proporção e densidade de pioneiras; e (2) dos limites para as espécies mais abundantes nos projetos de restauração.

Os efeitos da aceleração do processo sucessional, como sugere a estratégia geral definida pelas diretrizes da Resolução SMA 08/2008, sobre a entrada de outras formas de vida que não árvores (trepadeiras, epífitas e hemiepífitas) na comunidade em restauração, bem como sobre diferentes grupos da fauna, são aspectos que precisariam ser mais bem avaliados, pois permanecem sem resposta.

As roças de corte e queima são praticadas há milênios no contexto de florestas pluviais em todo o mundo, sendo que em muitos dos casos não só não alteraram a biodiversidade como parecem tê-la aumentado (BALÉE, 2006a; BROWN; SCHRECKENBERG, 1998; FOX et al., 2000; DENEVAN, 2001; NAZAREA, 1998; ADAMS, 1994; CUNHA; ALMEIDA, 2001; BROWN JÚNIOR; FREITAS, 2002; SCHMIDT, 2003). Esta prática constitui um sistema de técnicas e conhecimentos acumulados ao longo de gerações que podem contribuir inclusive para projetos de restauração e recuperação de ecossistemas florestais.

CONCLUSÃO

As características esperadas para uma floresta em restauração pela Resolução SMA 08 não são atingidas pela sucessão natural em nenhuma das etapas do processo, de modo que, se avaliadas pelas proporções funcionais que a norma estabelece, as florestas naturais estariam fora da lei.

A análise do processo de sucessão ecológica durante o pousio de roças itinerantes, sob a perspectiva da norma legal, mostra que muitas exigências da Resolução SMA 08/2008 não apresentam paralelo com o processo de sucessão que ocorre naturalmente em paisagem de matriz florestal, no contexto da Mata Atlântica.

A baixa diversidade de espécies nos estágios iniciais não deve ser um fator limitante à restauração de uma área e a ênfase dada pela Resolução SMA 08/2008 à alta diversidade de espécies na ocasião do plantio de restauração parece estar equivocada, podendo comprometer a efetividade de políticas e projetos de restauração de florestas de Mata Atlântica no estado de São Paulo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a comunidade do Quilombo São Pedro especialmente aos Srs. Aurico Dias, Antônio Morato, Eliseu da Silva, José da Guia Rodrigues Morato, Edu Nolasco de França, Aristides Nolasco de França, Urias Morato, Orides de França e Valdeci dos Santos França por possibilitar a realização deste estudo, ao CNPq (Processo 478.520/2007-7) e ao Instituto de Botânica (projeto 01.07) pelo auxílio financeiro para realização do mesmo. Agradecemos a Lucia Chamlian Munari (Laboratório de Estudos Evolutivos Humanos e Depto. de Ecologia –IBUSP) pelo apoio essencial em campo

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, C. As florestas virgens manejadas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Antropologia**, Belém, v. 10, n. 1, p. 3-20, 1994.
- ADAMS C.; MUNARI, L. C.; Van VLIET, N.; MURRIETA, R. S. S.; PIPERATA, B. A.; FUTEMMA, C.; PEDROSO JUNIOR, N. N.; TAQUEDA, C. S.; CREVALO, A.; PRADO, V. L. S. Diversifying Incomes and Loosing Landscape Complexity in Quilombola Shifting Cultivation Communities of the Atlantic Rainforest (Brazil). **Human Ecology**, New York, v. 41, n. 1, p.119 – 137, 2013.
- ARONSON, J.; BRANCALION, P. H. S.; DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; ENGEL, V. L.; TABARELLI, M.; TOREZAN, J. M. D.; GANDOLFI, S.; MELO, A. C. G.; KAGEYAMA, P. Y.; MARQUES, M. C. M.; NAVE, A. G.; MARTINS, S. V.; GANDARA, F. B.; REIS, A.; BARBOSA, L. M.; SCARANO, F. R. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 19, p. 690-695, 2011.
- BALÉE, W. The Research Program of Historical Ecology. **Annual Review of Anthropology**, New Orleans, v. 35, 75-98, 2006.
- BARBOSA, L. M.; BARBOSA, J. M.; BARBOSA, K. C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S. E.; ASPERTI, L. M.; MELO, A. C. G.; CARRASCO, P. G.; CASTANHEIRA, S. A.; PILIZACKAS, J. M.; CONTIERI, W. A.; MATTIOLI, D. S.; GUEDES, D. C.; SANTOS JUNIOR, N.; SILVA, P. M. S.; PLAZA, A. P. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 14, p. 28-34, 2003.
- BENAYAS, J. M. R.; NEWTON, A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington, v. 325, N. 5944, p. 1121-1124, 2009.
- BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.
- BROWN JÚNIOR, K.; FREITAS, A. V. L. Diversidade Biológica no Alto Juruá: avaliação, causas e manutenção. In: CUNHA, M. C.; ALMEIDA, M. B. (Ed.). **Enciclopédia da Floresta. O Alto Juruá: Práticas e Conhecimentos das Populações**. São Paulo: Companhia das Letras, 2002. 784 p.
- BROWN, D.; SCHRECKENBERG, K. Shifting Cultivators as agents of deforestation: assessing the evidence. **Natural Resource Perspectives**, London, n. 29, p. 1–14, 1998.
- CALDEIRA, P. Y. C.; CHAVES, R.B. **Sistemas agroflorestais em espaços protegidos**. São Paulo: Secretaria de Estado de Meio Ambiente, 2010. 36 p.
- CALMON, M.; BRANCALION, P. H.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S. C.; RODRIGUES, R. R. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 19, n. 2, p. 154-158, 2011.
- CUNHA, M. C.; ALMEIDA, M. W. B. Populações Tradicionais e conservação Ambiental. In: CAPOBIANCO, J. P. R. (Org.). **Biodiversidade na Amazônia Brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios**. São Paulo: Estação Liberdade e Instituto Socioambiental, 2002. p 184-193.
- DENEVAN, W. M. A. Bluff model of Riverine Settlement in Prehistoric Amazonia. **Annals of the Association of American Geographers**, Washington, v. 86, n. 4, p. 654-681, 1996.
- DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais para dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.
- EHLERS, E. **Agricultura sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma**. São Paulo: Livros da terra. 1996. 178p.
- FOX, J.; TRUONG, D. M.; RAMBO, A. T.; TUYEN, N. P.; CUC, L. T.; LEISZ, S. Shifting cultivation: a new old paradigm for managing tropical forest. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 6, p. 521- 528, 2000.

- GEHRING, C.; DENICH, M.; VLEK, P. L. G. Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 5, p. 519–527, 2005.
- GENTRY, A.H. Patterns of neotropical plant species diversity. In: HECHT, M.K. et al. (Ed.). **Evolutionary Biology**, New York: Plenum Publishing Corp., v. 15, 1982. p. 1-84.
- GONÇALVES, J. L. M. Recuperação de solos degradados. 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, 2008. p. 111-163.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.
- HOWORTH, R. T.; PENDRY, C. A. Post-cultivation secondary succession in a Venezuelan lower montane rain forest. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 15, n. 2, p. 693-715, 2006.
- KAGEYAMA, P. Y.; FREIXÊDAS, V. M.; GERES, W. L. A.; DIAS, J. H. P.; BORGES, A. S. Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio-SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, p. 527–533, 1992.
- LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Malden, v. 41, n. 5, p. 608–617, 2009.
- LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, Kidlington, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.
- MERTZ, O.; PADOCH, C.; FOX, J.; CRAMB, R. A.; LEISZ, S. J.; LAM, N. T.; VIEN, T. C. Swidden change in Southeast Asia: Understanding causes and Consequences. **Human Ecology**, New York, v. 37, n. 3, p. 259-264, 2009.
- MORAN, E. F. **Nós e a natureza: uma introdução às relações homem-ambiente**. São Paulo: Editora Senac, 2008. 302 p.
- MORAN, E.F.; BRONDIZIO, E. S.; TUCKER, J. M.; SILVA-FORSBERG, M. C.; MCCracken, S.; FALES, I. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 139, n. 1, p. 93-108. 2008.
- MURCIA, C. Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 2, p. 163-170. 1977
- NAZAREA, V. D. **Cultural Memory and Biodiversity**. Tucson: The University of Arizona Press, 1998. 189 p.
- OLIVEIRA, R.E.; SOUZA, A. M.; RODRIGUES, C. L.; ROMERO, M. L. Aspectos da recuperação e uso de florestas em propriedades e paisagens rurais no estado de São Paulo. In: Hahn, C.M. **Recuperação florestal: um olhar social**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente / Fundação Florestal. 2008. p. 45-77.
- PEÑA-CLAROS, M. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. **Biotropica**, Lawrence, v. 35, n. 4, p. 450-461, 2003.
- PIOTTO, D.; MONTAGININI, E.; THOMAS, W.; ASHTON, M.; OLIVER, C. Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, Amsterdam, v. 205, n. 2, p. 261-272, 2009.
- RODRIGUES, M.A.C.M.; MIRANDA, I. S.; KATO, M. S. A. Estrutura de florestas secundárias após dois diferentes sistemas agrícolas no nordeste do estado do Pará, Amazônia Oriental. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 4, p. 591-598, 2007.
- SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D. C.; THARP, M. L.; UHL, C. Long-Term Chronosequence of Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 4, p. 938–958, 1988.
- SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper rio Negro. In: GOMEZ-POMPA, A. (Ed.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.

- SANTOS, K. M. S.; TATTO, N. (Ed.). **Agenda socioambiental de comunidades quilombolas do Vale do Ribeira**. São Paulo: Instituto Sócioambiental, 2008. 193 p.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Resolução 21/2001. Diário Oficial do Estado. Publicado em 21 de novembro de 2011, Imprensa Oficial do Estado, São Paulo, 2008. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2001_Res_SMA_21.pdf>. Acesso: 31 de março de 2011.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Restauração ecológica: sistemas de nucleação**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2010, 63 p.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Resolução 08/2008. Diário Oficial do Estado. Publicado em 01 de fevereiro de 2008, Seção I, paginas 31 e 32. Imprensa Oficial do Estado, São Paulo, 2008. Disponível em: <http://www.ibot.sp.gov.br/pesquisa_cientifica/restauracao_ecologica/resolucao_SMA08-31.1.2008.pdf>. Acesso: 31 de março de 2011.
- SCHMIDT, M. J. **Farming and Patterns of Agrobiodiversity on the Amazon floodplain in the vicinity of Mamiraua, Amazonas, Brazil**. 2003. 199 p. PhD Thesis (Thesis in Geography) - University of Florida, Gainesville, 2003.
- SILVA, C.J.; LOBO, F. A.; BLEICH, M. E.; SANCHES, L. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em florestas de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, n. 3, p. 591-600, 2009.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.
- TERROR, V.L.; SOUZA, H. C.; KOZOVITZ, R. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serrapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 1, p. 113-121, 2011.

Recebido em 11/09/2012
Aceito para publicação em 03/06/2013