

GABRIELA ROSA LOPES

Sistemas de alta diversidade são funcionais? Avaliação da estabilidade e resiliência de modelos de restauração em zonas de Floresta Estacional Semidecidual

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental da Universidade Federal de São Carlos para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade na Gestão Ambiental.

Linha de Pesquisa: Recursos Naturais

Orientadora: Profa. Dra. Fátima C. M. Piña-Rodrigues

SOROCABA

2014

FOLHA DE APROVAÇÃO

RESUMO

LOPES, G. R. **Sistemas de alta diversidade são funcionais? Avaliação da estabilidade e resiliência de modelos de restauração em zonas de Floresta Estacional Semidecidual**. 2014. 26 f. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2014.

A restauração de ecossistemas requer seleção de espécies e métodos adequados à restauração dos processos ecológicos e da integridade ecológica. O artigo teve o objetivo de avaliar se altas diversidade de funções e densidade em Floresta Estacional Semidecidual de Sorocaba, São Paulo, Brasil resultaram na recuperação da estabilidade e resiliência do sistema. Um conjunto de indicadores foi aplicado em uma área de referência e em duas restauradas há nove meses, em sistema denso-diverso-funcional (Morizukuri) e adensado (Megaplantio). O Morizukuri foi igual ou superior à área de referência em 80% dos indicadores de estabilidade e resiliência e em 70% dos de confiabilidade, enquanto que no Megaplantio isso ocorreu com 80% e 60% e, e no Megaplantio e no Morizukuri, 100% e 60%, respectivamente. Análises demonstraram que as três áreas não diferem entre si e que Morizukuri e área de referência são mais relacionados entre si do que com Megaplantio. Os resultados indicam que as áreas restauradas já apresentam potencial de autosustentabilidade e confirmam a hipótese de que o emprego de altas densidade e funcionalidade auxiliam o sistema a atingir estabilidade e resiliência em curto prazo.

Palavras-chave: Funcionalidade, Indicadores, Teoria BEF.

ABSTRACT

LOPES, G. R. *Are high diversity systems functional? Assessing stability and resilience of restoration models in Semideciduous Forest's areas*. 2014. 26 f. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2014.

Restoration of ecosystems requires selection of appropriate species and methods to the restoration of the ecological processes and the ecological integrity. The article had the objective of evaluating whether the high density and functions diversity in Semideciduous Forest from Sorocaba, São Paulo, Brasil resulted in stability and resilience recovering of the system. A set of indicators was applied in a reference area and in two restored areas nine months ago, in a dense-diverse-functional system (Morizukuri) and dense (Megaplantio). Morizukuri was equal or superior to reference area in 80% of stability and resilience indicators, and in 70% of reliability, whereas, with Megaplantio this occurred with 80% and 60%, and, in Megaplantio and Morizukuri, 100% and 60%, respectively. Analyzes demonstrated that the three areas do not differ and that Morizukuri and reference area are more closely related than with Megaplantio. Each results indicate that the restored areas already show self-sustainability potential and confirm the hypothesis that the employment of high density and functionality support the system to reach stability and resilience in short term.

Keywords: Functionality, Indicators, BEF Theory.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	6
2. MATERIAL E MÉTODOS	7
2.1 <i>Caracterização das áreas de estudo</i>	7
2.2 <i>Coleta de dados</i>	9
2.3 <i>Indicadores</i>	9
3. RESULTADOS	10
3.1 <i>Caracterização da vegetação das áreas</i>	10
3.2 <i>Avaliação das áreas com os indicadores</i>	11
4. DISCUSSÃO	11
5. CONCLUSÃO	14
6. REFERÊNCIAS	14
7. ANEXOS	20

1. INTRODUÇÃO

A restauração visa o estabelecimento de novo ecossistema em que habitats são criados, a diversidade genética é assegurada e novos projetos de restauração passam a ocorrer, em função do sucesso do primeiro (KAGEYAMA e GANDARA, 2006). Auxilia, também, na diminuição da suscetibilidade a espécies invasoras prejudiciais; no aumento de sua estabilidade pela manutenção da ciclagem de nutrientes e dos ciclos biogeoquímicos; na produtividade do ecossistema; na manutenção da sucessão ecológica (JIAO et al., 2012). Por isso, áreas restauradas visam restabelecer a integridade ecológica de um sistema degradado e, portanto, fazer com que volte a ser saudável, diverso e estável (MORAES et al., 2010).

O aumento da biodiversidade incrementa os serviços ecológicos e ecossistêmicos tendo como consequência a criação de um ambiente adequado para a colonização por mais espécies e maior diversidade (BASTIAN, 2013). Segundo as diretrizes da Society for Ecological Restoration (SER, 2004), com a restauração almeja-se que o ecossistema (a) se torne similar a uma área de referência; (b) abrigue espécies indígenas; (c) abrigue os grupos funcionais necessários à estabilidade e ao desenvolvimento do ecossistema; (d) possua um ambiente físico capaz de sustentar populações reproduzindo-se; (e) funcione normalmente, sem disfunções; (f) integre-se com os demais elementos da paisagem; (g) possua poucas ou nenhuma ameaça; (h) seja resiliente aos distúrbios naturais; (i) seja autossustentável (HALLET et al., 2013). Contudo, uma questão chave é até que ponto a restauração da diversidade vegetal pode levar ao restabelecimento de processos essenciais (NAEEM, 2006; WRIGHT et al., 2009). Nem sempre a recuperação da estrutura da vegetação e da biodiversidade leva à recuperação do funcionamento do ecossistema (DIAZ e CABIDO, 2001; ENGEL, 2011).

A diversidade funcional considera que diferenças ecológicas, fisiológicas e morfológicas entre as espécies resultam em diferenças de funções das mesmas dentro de um ecossistema (PETCHEY e GASTON, 2006). Assim, os processos em ecossistemas funcionalmente diversos ocorrerão em detrimento dos funcionalmente redundantes, por conta da diversidade de traços funcionais (CIANCIARUSO et al., 2009). Portanto, privilegiar-se a riqueza funcional e não apenas a taxonômica seria o ideal (HOOPER e VITOUSEK, 1997; LANARI e COUTINHO, 2010). Com este objetivo, os projetos de restauração têm consorciado diversos grupos sucessionais – pioneiras e não pioneiras (GANDOLFI et al., 2007; RODRIGUES e GANDOLFI, 2007; OAKLEY e KNOX, 2013) – ou funcionais (FARGIONE et al., 2007; SCHIRONE et al., 2011), com espécies que desempenham papéis

diversos no ecossistema (PÉREZ-HARGUINDEGUY, 2013). Nesta abordagem, a teoria *Biodiversity and Ecosystem Functioning* – BEF (SCHULZE e MOONEY, 1993), considera a diversidade como reguladora do funcionamento e da estabilidade de ecossistemas, sendo distintas na exploração de recursos e nas respostas a distúrbios (WRIGHT et al. 2009; CADOTTE et al., 2011; ENGEL, 2011). A escolha de espécies com nichos complementares faz com que o ecossistema restaurado atinja a estabilidade e resiliência, com as espécies exercendo funções diversas para o funcionamento do ecossistema; por sua vez, as redundantes asseguram a persistência do ecossistema no longo prazo (NAEEM, 1998; TRINDADE-FILHO e LOYOLA, 2010).

O funcionamento de um ecossistema pode ser monitorado por indicadores capazes de avaliar como os processos ecológicos estão se estabelecendo (RODRIGUES et al., 2009). Indicadores eficazes mostram relações de causa e efeito, permitindo a imediata tomada de decisão para a intervenção por manejo (NAEEM e WRIGHT, 2003). Para isto devem ser também: (a) mensuráveis: de fácil medição e/ou quantificação; (b) interpretáveis e (c) de fácil compreensão (SCHULTZ et al., 2012). A escolha dos indicadores deve identificar a capacidade do sistema de se perpetuar no tempo (RODRIGUES et al., 2009).

O presente artigo baseou-se na hipótese de que a restauração da diversidades de espécies e funcional pode gerar o retorno de processos ecológicos em áreas restauradas. Pretende-se, então, responder à seguinte questão: sistemas baseados em altas densidades de plantas e diversidades de espécies e funcional apresentam características de estabilidade e resiliência nas suas fases iniciais quando comparados a uma área natural?

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização das áreas de estudo

As áreas estudadas situam-se na bacia do rio Sorocaba e Médio Tietê, em Sorocaba (SP), no sudeste do Estado de São Paulo. A região apresenta clima subtropical quente (*Cfa*) – segundo classificação de Köppen, com pluviosidade anual média de 1285 mm (com invernos secos e verões úmidos), com inserções de fragmentos predominantemente de Floresta Estacional Semidecidual e remanescentes de Cerrado (SILVA, 2008). As temperaturas médias, máxima e mínima são de 30,1°C (no verão) e 12,2°C (no inverno), e a média anual é de 21,4°C (SILVA et al., 2007). Os solos são predominantemente dos tipos Argissolos e Latossolos (SILVA et al., 2009).

Os estudos foram realizados de julho de 2012 a janeiro 2013, abrangendo um fragmento e duas áreas de restauração denominadas de Morizukuri (MZ) e Megaplantio (MP). O fragmento de 3,1 ha localizado a 23°35'1.33"S e 47°31'27.36"O foi considerado como referência (AR), estando situado próximo a remanescentes de floresta secundária inicial (KORTZ et al., 2014) inseridos em matriz ambiental de pastagens abandonadas de *Brachiaria decumbens* L., e de regeneração de espécies de *Vernonia scorpioides* (Lam.) Less e *Solanum* sp.

A metodologia aplicada no MZ baseia-se no uso de alta diversidade de espécies e de funções associada a alta densidade de plantas arbóreas, arbustivas e herbáceas na formação de “florestas em multicamadas” (MIYAWAKI, 1999; SCHIRONE et al., 2011). O método foi adaptado para as condições brasileiras e denominado de denso-diverso-funcional (PIÑA-RODRIGUES et al., 1997). A área MZ foi plantada com 80.000 mudas em 2,7 ha, situada a 23°22'9.08"S e 47°27'45.40"O, a 25 km (em linha reta) de AR e a 2,3 km da outra área de restauração (MP). A seleção das espécies foi realizada com base na florística local e na sua função (atração da fauna, aporte de biomassa, interações com microrganismos fixadores de N₂, grau de vulnerabilidade, hábito e grupo sucessional). As mudas de espécies arbóreas e arbustivas foram plantadas na densidade de 3 mudas/m², em outubro de 2011 em seis blocos de 20 m de largura e comprimento variável de 100 a 200 m. O solo predominante na área foi o Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico do qual, em 2010, foi removida a camada superficial (40 cm), estocada para uso posterior como *topsoil*. Em 2011, no preparo da área, em cada bloco o solo foi escavado até 1 m de profundidade e preenchido com *topsoil* até nivelar na superfície. Posteriormente, foi adicionado mais *topsoil* de modo que a parte central do bloco (10 m de cada borda) atingisse 1 m acima do solo criando-se uma declividade de 1:10 m até a borda do bloco. No solo foi aplicado calcáreo dolomítico (2 t/ha) e NPK 4:14:8, com 400 kg/ha incorporado na gradagem. No plantio, as mudas de espécies arbustivas foram distribuídas até 1 m de cada borda e as demais alocadas aleatoriamente no restante do bloco. As manutenções (capina e controle de formigas) foram realizadas a cada quatro meses.

A área do Megaplantio (MP) com 1,5 ha situado a 23°23'6.65"S e 47°28'25.68"O, dista 22,7 km de AR e foi implantada em março de 2012 com o plantio de 100.000 mudas. O método foi baseado no MZ, utilizando cerca de 7 mudas/m², porém sem considerar os aspectos relativos à florística regional, funcionalidade na seleção e distribuição das espécies. Foram utilizadas espécies arbóreas empregadas em restaurações no Estado de São Paulo, de acordo com a Resolução SMA n° 08 de 31-01-2008 (SÃO PAULO, 2008). O plantio foi

estabelecido em cinco blocos de 5 m de largura, com comprimentos variáveis de 50 a 200 m. O preparo do solo foi realizado com gradagem a 20-30 cm de profundidade e abertura manual e aleatória dos berços das mudas (0,40 x 0,40 m). Para o enriquecimento do solo foi efetuada a incorporação superficial de matéria orgânica oriunda da degradação de partes vegetais da poda urbana. A manutenção foi realizada em intervalos irregulares ao longo do ano.

2.2 *Coleta de dados*

As avaliações foram realizadas aos nove meses para cada uma das áreas de restauração, sendo em julho de 2012 para MZ e em janeiro de 2013 para o MP. Em cada bloco das áreas de restauração foram alocadas parcelas de monitoramento de 10 x 10 m (100 m²), sendo 18 no MZ e 5 no MP para a aplicação dos indicadores ambientais. Para a obtenção dos dados da vegetação (espécies, altura, diâmetro, altura do fuste, presença de epífitas, cipós e lianas) foram instaladas 36 (MZ) e 15 (MP) subparcelas de 2,5 x 5 m (12,5 m²) na parcela de monitoramento. Em AR o levantamento da vegetação foi realizado em setembro de 2012, com a instalação de sete blocos de 10 x 20 m (200 m²) distantes entre si 10 m e divididos em subparcelas de 5 x 5 m.

2.3 *Indicadores*

Os descritores e indicadores (Tabela 1) se basearam em protocolo adaptado do método MESMIS (MASSERA et al., 1999; PIÑA-RODRIGUES et al., 2012). Como base para os cenários referenciais foi empregada a legislação estadual SMA n° 8 (SÃO PAULO, 2008). (Tabela 1).

Os indicadores de cobertura do solo com serapilheira, herbáceas e gramíneas foram obtidos com o uso de um quadro de 0,50 x 0,50 m, subdividido em quatro quadrículas de 0,25 x 0,25 m lançado em três pontos de cada parcela de monitoramento. Cada quadrícula preenchida em mais da metade de sua área representou 25% de cobertura. Para incidência de luz, um esferodensímetro foi posicionado no centro do quadro na altura do solo e a 1 m do solo estimando-se a porcentagem de área sem cobertura de copa nas quatro direções (N, S, L e O). Posteriormente, foram calculadas as médias de porcentagem de cobertura de cada indicador. A avaliação de impactos causados pela presença humana e da realização de manejo foi efetuada com inspeção visual das parcelas de 100 m² e com base em informações obtidas com os responsáveis pela manutenção. A presença de epífitas, cipós e lianas foi anotada para

cada indivíduo amostrado. Na taxa de predação, avaliou-se o percentual da copa dos indivíduos apresentando sinais de herbivoria (>50% da área foliar consumida). A diversidade de espécies foi determinada pelos índices de Shannon (H'), de equitabilidade de Pielou (J') e riqueza (S). Para os indicadores de diversidade de espécies, as áreas foram comparadas empregando-se o teste t pareado. As notas atribuídas aos indicadores foram plotadas em gráficos de radar para permitir a sua interpretação dentro da mesma escala (Ricarte et al. 2006). A análise de agrupamento empregou o método de Ward sendo usado o teste de Kruskal-Wallis para determinar se houve diferença significativa entre áreas a partir dos dados originais convertidos a log (x + 0,5). Tais análises foram realizadas com o programa Past 2.16 (HAMMER et al., 2001).

Para o conjunto de indicadores foi calculado o Índice de Consolidação da Funcionalidade – ICF, considerando-se 0,5 o valor máximo, calculado pela seguinte equação:

$$ICF = \frac{\sum \text{notas dos indicadores} - n^{\circ} \text{ de indicadores}}{(n^{\circ} \text{ de indicadores}) * (n^{\circ} \text{ de parâmetros por indicador})}$$

3. RESULTADOS

3.1 Caracterização da vegetação das áreas

Em AR, foram amostradas 10 espécies/ha (Tabela 2), sendo esta riqueza inferior à obtida por Kortz et al. (2014) na mesma região (16 espécies/ha). As espécies mais abundantes foram *Casearia sylvestris* Sw., *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg., *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera, *Pera glabrata* (Schott) Poepp., *Persea pyrifolia* Ness, *Protium heptaphyllum* (Aubl.) M, *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Siparuna guianensis* Aublet, *Tabernemontana catharinensis* A. DC., *Tapirira guianensis* Aubl.

Na área MZ, foram plantadas 145 espécies, sendo as mais abundantes *Croton floribundus* Spreng., *Enterolobium contorsiliquum* (Vell.) Morong, *Eugenia uniflora* L., *Heliocarpus americanus* L., *Psidium cattleianum* Sabine, *Psidium guajava* L., *Schinus terebinthifolia* Raddi., *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake e *Tibouchina granulosa* (Desr.) Cogn.

No MP foram plantadas 83 espécies, sendo 74 nativas e 9 exóticas, sendo as mais abundantes *Anadenanthera* sp, *Cedrela fissilis* Vell., *Citharexylum myrianthum* Cham., *Erythrina speciosa* Andrews, *Ficus* sp., *Handroanthum chrysotrichus* (Mart. ex A. DC.) Mattos, *Heliocarpus americanus* var. *popayanensis* Kunth, *Nectandra* sp., *Peltophorum*

dubium (Spreng.) Taub. e *Triplaris americana* L. Todavia, não houve diferença significativa entre as áreas ($p > 0,01$) em relação às proporções dos grupos sucessionais, da distribuição de indivíduos por grupo sucessional e por espécies (J') e na diversidade (H') e riqueza relativa (número de espécies/ha). Entre as restaurações, MZ teve a maior riqueza absoluta ($S = 145$), sendo inferior apenas a AR ($S = 166$), porém nesta o número de espécies/ha foi cerca de 30% inferior às demais (Tabela 2).

3.2 Avaliação das áreas com os indicadores

Aos nove meses após o plantio, MZ e MP apresentaram altura média (m) dos indivíduos com cerca de um terço do valor de AR, cuja idade foi estimada em mais de vinte anos. Além disto, a quantidade de funções ecológicas presentes em MZ e MP superou a de AR, e MP foi a única área a apresentar espécies exóticas (Tabela 2). Os valores relativos aos descritores controle e manejo também refletiram o estado mais avançado de AR, com a presença abundante de epífitas e de cipós e lianas.

Por outro lado, embora as áreas estudadas tenham sido similares em termos de incidência de luz, condição que favorece o estabelecimento de invasoras, a taxa de cobertura do solo com gramíneas em MP foi 3,8 (AR) a 4,7 (MZ) vezes superior às demais. As áreas foram similares quanto à predação e presença de herbáceas cobrindo o solo, porém em MP não se constatou a presença de serapilheira.

Nos atributos analisados, MZ e MP tiveram 80% dos indicadores de estabilidade e resiliência ($n = 8$) (Figura 1a e Figura 1b) e para confiabilidade MZ teve 70% ($n = 7$) (Figura 1c) e MP 60% ($n = 6$) (Figura 1d) com resultados semelhantes ou superiores aos encontrados em AR. Embora MZ e MP tenham sido similares na estabilidade e resiliência (Figura 1e), diferiram entre si em 30% (Figura 1f) na confiabilidade.

Considerando o conjunto de indicadores aplicados, a maior similaridade foi obtida entre as áreas MZ e AR (Figura 2), que se distinguiram de MP principalmente em relação aos descritores de controle e manejo, enquanto a maior similaridade foi obtida para os descritores de diversidade de espécies e diversidade funcional (Tabela 2). Contudo, pelo teste de Kruskal-Wallis ($\chi^2 = 0,05352$; $p = 0,9735$), as áreas estudadas não diferiram entre si significativamente. O ICF obtido por MZ foi de 0,30, para MP o resultado foi de 0,24 e, para AR, 0,32.

4. DISCUSSÃO

A restauração de um ecossistema requer a utilização de um conjunto chave de espécies, com o maior número possível de nativas que sejam similares ao ecossistema de referência, o que permite a formação de uma estrutura apropriada da comunidade (SER, 2004; SALOMÃO et al., 2014). Considerando que a seleção de espécies é essencial para a sucessão inicial e deve ser feita a partir de estudos da vegetação natural em *sites* similares ao restaurado (REAY e NORTON, 2002), nas áreas estudadas, a maioria das espécies tem sido observada em levantamentos em Floresta Estacional Semidecidual (KINOSHITA et al., 2006; MOCHIUTTI et al., 2008; DIAS NETO et al., 2009; GUSSON et al., 2009; DAN et al., 2010; PRADO JÚNIOR et al., 2010; LOPES et al., 2011;), sendo que, 67% (MZ) e 54,9% (MP) delas ocorrem nos fragmentos de Sorocaba (PIÑA-RODRIGUES et al., 2014).

A distribuição de indivíduos por espécie (J') foi semelhante entre as restaurações e o fragmento, e todos próximos à média dos valores encontrados em estudos fitossociológicos no Estado de São Paulo ($J' = 0,8425$) (TEIXEIRA e RODRIGUES, 2006; LOPES et al., 2012; TANUS et al., 2012; COLMANETTI e BARBOSA, 2013). Embora em AR ocorra dominância de indivíduos e espécies de estágios inicial, segundo a Resolução CONAMA nº 1, de 31 de janeiro de 1994 (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 1994), esta pode ser considerada em estágio médio de regeneração. Entretanto, em termos de diversidade, enquanto as restaurações (MZ e MP) apresentaram diversidade similar à Florestas Estacionais Semidecíduais (LOPES et al., 2012; COLMANETTI e BARBOSA, 2013;), no fragmento de referência (AR) o valor obtido (Tabela 2) foi inferior à média ($H' = 3,22$) de outros remanescentes (TANUS et al., 2012; AQUINO et al., 2013). Isto pode ser atribuído à presença do estrato arbóreo sombreador que pode limitar a regeneração natural de intolerantes à sombra, afetando também os valores de diversidade (TONIATO, 2001).

Nas áreas restauradas houve o plantio dominante de espécies tardias, não pioneiras (Tabela 1), seguindo os princípios do método que favorece a formação de multiestratos (MIYAWAKI, 1998). Se por um lado este procedimento difere do recomendado pela SMA nº 08 (SÃO PAULO, 2008) e dos modelos que utilizam maior porcentagem de espécies pioneiras (NAVE e RODRIGUES, 2007; RODRIGUES et al., 2009), os resultados dos indicadores de estabilidade e resiliência mostraram que, já aos nove meses, foi constatada a promoção de condições similares às do fragmento de referência (Figura 1). Parte deste resultado pode ser atribuído à riqueza de espécies nas áreas restauradas a qual se refletiu na maior diversidade de funções ecológicas em MP e MZ em relação à AR, mesmo que em MP a seleção de espécies não tenha considerado esta característica (Tabela 2; Figura 1).

O emprego de biodiversidade em restauração proporciona maior estabilidade, pois se cria complementaridade de nichos ecológicos, levando o sistema à integridade, já que espécies com nichos complementares respondem aos distúrbios de formas diversas, fomentando a perpetuação (estabilidade) do ecossistema, além de favorecerem a ocorrência dos processos ecológicos, mantendo sua autosustentação (GANDOLFI et al., 2009; LANARI e COUTINHO, 2010; ENGEL, 2011). Estes dados reforçam estudos no Brasil demonstrando que a alta diversidade em restaurações proporcionou o restabelecimento de processos ecológicos, por meio da restauração da estrutura do ecossistema (CASTANHO, 2009). Também os resultados obtidos no presente estudo reforçam a importância da diversidade de funções e espécies para a restauração de serviços ecossistêmicos – teoria defendida por diversos autores (HOOPER e VITOUSEK, 1997; DIAZ e CABIDO, 2001; SER, 2004; NAEEM, 2006; CADOTTE et al., 2011; ENGEL, 2011).

As áreas MZ e MP mostraram características que propiciaram atingir estabilidade e resiliência, resgatando os processos ecológicos necessários à saúde e funcionalidade do ecossistema presentes em AR. A teoria BEF (SCHULZE e MOONEY, 1993) sugere que altas diversidades podem levar a maior estabilidade e resiliência. Apesar de AR ter maior idade e desenvolvimento, conforme constatado em relação à presença de epífitas e cipós e lianas e à altura das plantas, os resultados obtidos de diversidade de espécies e funcional podem ter contribuído para a similaridade entre as áreas. A restauração feita em MP não seguiu os princípios de funcionalidade em sua concepção, apenas empregou riqueza de espécies, mas acabou por apresentar diversidade de funções ecológicas e alta densidade de mudas, assim como visto em MZ, o que resultou em similaridade entre as áreas quanto ao restabelecimento dos processos ecológicos e das condições para atingir a autosustentabilidade.

Apesar da diferença de idade entre as áreas, houve a ocorrência de outros hábitos, como cipós e lianas e de herbáceas nas restaurações, o que demonstra que ambos os plantios, mesmo recentes, apresentaram condições propícias à colonização por novas espécies. Isto porque a presença de cipós e lianas, desde que de forma equilibrada (de 15% a 30% de presença), é benéfica ao sistema (PUTZ, 2012). Além disto, a área MZ mostrou potencial maior do que MP para manter os processos ecológicos no longo prazo, uma vez que seu ICF (0,30) foi próximo do constatado para AR (0,32). Contudo, os processos associados à ciclagem de nutrientes não se estabeleceram nas restaurações, o que Costa (2008) considera imprescindível. Além da tenra idade das áreas, MP não apresentou serapilheira, e tal resultado pode ser devido tanto à baixa presença de espécies caducifólias quanto ao período de coleta

dos dados – estação chuvosa. Apesar disto, MZ e MP tiveram condições favoráveis aos processos de funcionamento do ecossistema (ausência de fogo e predação e baixa incidência de luz), os quais quando presentes podem causar a degradação e o estabelecimento de gramíneas exóticas no sistema (MELO et al., 2010).

Embora o manejo e manutenção das áreas sejam itens fundamentais para o sucesso nos primeiros meses da restauração (VESSELLA et al, 2011), estes não foram determinantes para a restauração de processos nas áreas de restauração, apenas para determinar maior similaridade de MZ com relação à AR (Figura 2). Isto evidencia o fato das áreas estudadas serem estatisticamente similares, mesmo tendo apresentado diferenças entre si nos indicadores de controle e manejo (Figura 1) e mostra a relevância dos fatores geradores de processos ecológicos de estabilidade e resiliência, em especial aqueles relacionados à diversidade de espécies e funcional (Tabela 1).

5. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos permitem concluir que o modelo “denso-diverso-funcional” empregado nas áreas de restauração se mostrou efetivo já aos nove meses, propiciando o estabelecimento de processos ecológicos geradores de estabilidade e resiliência em condições similares às do fragmento florestal utilizado como referência. Da mesma forma, evidenciaram que, nas condições analisadas, as diferenças nas práticas de controle e manejo das áreas não foram determinantes na diferenciação entre elas. Além disto, a análise realizada tem reflexo direto na legislação do estado de São Paulo, uma vez que contribui para reforçar a importância da utilização de maior número de espécies já na etapa de plantio. Entretanto, deve-se ressaltar que os potenciais de restauração de processos em longo prazo somente serão confirmados com a continuidade do monitoramento em maior tempo.

6. REFERÊNCIAS

- AQUINO, C. et al. Aspectos da regeneração natural e do estabelecimento de espécies arbóreas e arbustivas em área ciliar revegetada junto ao Rio Mogi-Guaçu, SP, Brasil. **Hoehnea**. v. 40, n. 3, p. 437-448. Ago. 2013.
- BASTIAN, O. The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. **Ecological Indicators**. v. 24, p. 12-22. Jan. 2013.
- BENZING, D.H. **Vascular epiphytes – General biology and related biota**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. 345 p.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**. v. 48, i. 5, p. 1079-1087. Out. 2011.

- CASTANHO, G. G. Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil. 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2009.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**. v. 9, n. 3, p. 93-103. Jun. 2009.
- COLMANETTI, M. A. A.; BARBOSA, L. M. Fitossociologia e estrutura do estrato arbóreo de um reflorestamento com espécies nativas em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. **Hoehnea**. v. 40, n. 2, p. 419-435. Ago. 2013.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 1, de 31-01-1994**. Define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro inicial, médio e avançado de regeneração de Mata Atlântica e orienta os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo. São Paulo: SEMA e IBAMA, 1994.
- 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. 96f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos.
- ENGEL, V. L. Abordagem BEF: um novo paradigma na restauração de ecossistemas? In: **Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios atuais e futuros**, São Paulo, Instituto de Botânica – SMA, 2011, p. 155-165.
- DAN, M. L.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**. v. 61, n. 4, p. 749-766. 2010.
- DIAS NETO, O. C. D. et al. Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Uberaba, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**. v. 60, n. 4, p. 1087-1100. 2009.
- DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**. v. 16, n. 11, p. 646-655. Nov. 2001.
- FARGIONE, J. et al. From selection to complementarity: shifts in the cause of biodiversity-productivity relationships in a long term biodiversity experiment. **Proceedures of the Royal Society**. v. 274, n. 1611, p. 871-876. Mar. 2007.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability x Impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**. v. 64, n. 2, p. 433-438. Jul./Ago. 2007.
- GUSSON, A. E. et al. Características químicas do solo e estrutura de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Ipiacu, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**. v. 60, n. 2, p. 403-414. 2009.
- HALLET, L. M. et al. Do we practice what we preach? Goal setting for Ecological Restoration. **Restoration Ecology**. v. 21, n. 3, p. 312-319. Maio 2013.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D.. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Pack-age for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica** 4: 1-9.
- HOOPER, D. U.; VITOUSEK, P. M. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. **Science**. v. 277, n. 5330, p. 1302-1305. Ago. 1997.
- INSERNHAGEN, I. et al. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Organização

- por Rodrigues et al. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto Bioatlântica, 2009. Cap. 2, p. 87-127.
- JIAO, J. et al. Assessing the ecological success of restoration by afforestation on the Chinese Loess Plateau. **Restoration Ecology**. v. 20, n. 2, p. 240-249. Mar. 2012.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JÚNIOR, L. et al. (Orgs). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo de vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2006. 2 ed. p. 383-394.
- KINOSHITA, L. S. et al. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 20, n. 2, p. 313-327. 2006.
- KORTZ, A. R. et al. Wood vegetation in Atlantic rain forest remnants in Sorocaba (São Paulo, Brazil). **Check List**. v. 10, n. 2, p. 344-354. Maio 2014.
- LANARI, M. O.; COUTINHO, R. Biodiversidade e Funcionamento de Ecossistemas: síntese de um paradigma e sua expansão em ambientes marinhos. **Oecologia Australis**. v. 14, n. 4, p. 959-988. Dez. 2010.
- LOPES, S. F. et al. Caracterização ecológica e distribuição diamétrica da vegetação arbórea em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, na Fazenda Experimental do Glória, Uberlândia, MG. **Bioscience Journal**. v. 27, n. 2, p. 322-335. Mar.-Abr. 2011.
- LOPES, S. F. et al. An ecological comparison of floristic composition in Seasonal Semideciduous Forest in Southeast Brazil: implications for conservation. **International Journal of Forestry Research**. v. 2012, Article ID 537269, 14 pages, 2012.
- MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**. v. 28, n. 5, p. 739-747. Set./Out. 2004.
- MASSERA, O. R.; ASTIER, M.; LÓPEZ, S. **Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: El Marco de evaluación MESMIS**. México: Mundiprensa, Gira, UNAM, 1999.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. v. 73, p. 101-111. Mar. 2007.
- MELO, A. C. G; REIS, C. M.; RESENDE, R. U. **Guia para monitoramento de reflorestamentos para restauração – Circular Técnica 1**. São Paulo: SMA-SP, Jan. 2010. Disponível em: <http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/Repositorio/222/Documentos/CTecnica_01.pdf>. Acesso em: 19 Jun. 2014.
- MIYAWAKI, A. Restoration of urban green environments based on the theories of vegetation ecology. **Ecological Engineering**. v. 11, p. 157-165. Out. 1998.
- MIYAWAKI, A. Creative Ecology: restoration of native forests by native trees. **Plant Biotechnology**. v. 16, n. 1, p. 15-25. 1999.
- MOCHIUTTI, S.; HIGA, A. R.; SIMON, A. A. Fitossociologia dos estratos arbóreo e de regeneração natural em um povoamento de acácia negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**. v. 18, n. 2, p. 207-222. Abr.-Jun. 2008.
- MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração Florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**. v. 14, n. 2, p. 437-451. Jun. 2010.
- NADKARNI, N. M. Tropical rainforest ecology from a canopy perspective. In: **Tropical rainforests: diversity and conservation**. San Francisco: California Academy of Science and Pacific Division. American Association for the Advancement of Science, 1988. 306 p.

- NAEEM, S. Species redundancy and ecosystem reliability. **Conservation Biology**. v. 12, p. 39-45. Fev. 1998.
- 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, p.210-237. 2006.
- NAEEM, S.; WRIGHT, J. P. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. **Ecology Letters**. v. 6, p. 567-579. Abr. 2003.
- NAVE, A. G. & RODRIGUES, R. R. Combination Of Species Into Filling And Diversity Groups As Forest Restoration Methodology. *In*: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (org.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. 1. ed. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 103-126.
- OAKLEY, C. A.; KNOX, J. S. Plant species richness increases resistance to invasion by non-resident plant species during grassland restoration. **Applied Vegetation Science**. v. 16, n. 1, p. 21-28. Jan. 2013.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Guanabara. 1988. 434 p.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**. v. 61, n. 3, p. 167-234. Abr. 2013.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecological Letters**. v. 9, n. 6, p. 741-758. Jun. 2006.
- PIELOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**. v. 13, p. 131-144. 1966.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L. L.; MARQUES, S. S. Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo/benefício com o sistema tradicional. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, Rio de Janeiro. n° 4, p. 30-41, 1997.
- PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FONSECA, V.H.; BRANCO, C. Proposta de protocolo de monitoramento de áreas degradadas e sistemas agroflorestais. **Ciência Rural**, 2012. (*submetido*).
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. et al. Remanescentes florestais: identificação de áreas de alto valor para a conservação da diversidade vegetal no Município de Sorocaba. *In*: **Biodiversidade do Município de Sorocaba**. Organizado por: Smith, W. S.; Mota Júnior, V. D.; Carvalho, J. L. Sorocaba: Prefeitura Municipal de Sorocaba, Secretaria do Meio Ambiente, 2014. Cap. 3, p. 37-63.
- PIOVESAN, J. C. et al. Processos ecológicos e a escala da paisagem como diretrizes para projetos de restauração ecológica. **Revista Caititu**. n. 1, p. 57-72. Set. 2013.
- PRADO JÚNIOR, J. A. et al. Estrutura da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizada na Reserva Legal da Fazenda Irara, Uberlândia, MG. **Bioscience Journal**. v. 26, n. 4, p. 638-647. Jul.-Ago. 2010.
- PUTZ, F. E. Vine Ecology. **Ecology.Info** 24. 2012. Disponível em: <<http://www.ecology.info/vines.htm>>. Acesso em: 19 jun. 2014.
- RICARTE, J. D. et al. Avaliação de agroecossistemas em duas propriedades de produção orgânica através de indicadores de sustentabilidade. **Revista Interagir Pensando a Extensão**. Rio de Janeiro, n. 9, p. 173-184. 2006. Jan.-Jul. 2006.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restoration actions. *In*: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V., et al. (Org.). *High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil*. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 77-102.

- RODRIGUES et al. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Organização por Rodrigues et al. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto Bioatlântica, 2009. 256 p.
- SÃO PAULO. Resolução SMA nº 8, de 31-1-2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo – Meio Ambiente.
- SCHIRONE, B.; SALIS, A.; VESSELLA, F. Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs. **Landscape and Ecological Engineering**. v. 7, n. 1, p. 81-92. Jan. 2011
- SCHULTZ, E. T. et al. Integrating ecology and economics for restoration: using ecological indicators in valuation of ecosystem services. **Restoration Ecology**. v. 20, n. 3, p. 304-310. Maio 2012.
- SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. (1993). **Biodiversity and Ecosystem Function**. Springer Verlag, New York.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. Washington D.C., 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>>. Acesso em: 6 jul. 2014.
- SILVA, A. M. et al. Dimensionamento e estudo dos fatores condicionantes de duas voçorocas localizadas no município de Sorocaba (SP). **Caminhos da Geografia**. v. 8, n. 24, p. 76-85. Dez. 2007.
- SILVA, A. M. Potencial natural de erosão no município de Sorocaba, São Paulo, Brasil. **Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil**. v. 8, n. 1, p. 5-14. Jan. 2008.
- SILVA, A. M. et al. Análise espaço-temporal da cobertura do solo em faixas de áreas de preservação permanente (APPs) no município de Sorocaba, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água: An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. v. 4, n. 2, p. 147-155. Maio 2009.
- TANUS, M. R. et al. Estrutura e composição de um trecho de Mata Atlântica no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea**. v. 39, n. 1, p. 157-168. Mar. 2012.
- TEIXEIRA, A. P.; RODRIGUES, R. R. Análise florística e estrutural do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria no Município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 20, n. 4, p. 803-813. Out./Dez. 2006.
- TONELLO, K. C. et al. Precipitação efetiva em diferentes formações florestais na Floresta Nacional de Ipanema. **Revista Árvore**. v. 38, n. 2, p. 383-390. Mar./Abr. 2014.
- TONIATO, M. T. Z. Variações na composição e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecidual em Bauru (SP), relacionadas a diferentes históricos de perturbações antrópicas. 2001. 95 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.
- TRINDADE-FILHO, J.; LOYOLA, R. D. O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. **Revista de Biologia Neotropical**. v. 7, n. 2, p. 27-38. Dez. 2010.
- VESSELLA, F.; SCHIRONE, B.; SIMEONE, M. C. Multiple approach for plant biodiversity conservation in restoring forests. **Research in Biodiversity – Models and Applications**, Dr. Igor Pavlinov (Ed.), Intech, 2011. Disponível em: <<http://cdn.intechopen.com/pdfs-wm/21536.pdf>>. Acesso em: 19 jul. 2014.
- WRIGHT, J; SYMSTAD, A.; BULLOCK, J.; ENGELHARDT, K. M.; JACKSON, L.; BERNHARDT, E. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated

approach improve results? *In*: Naeem, D.E. et al. (Eds) Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing. Oxford University Press, p. 167-177. 2009.

7. ANEXOS

Tabela 1. Protocolo de indicadores utilizado na avaliação das três áreas estudadas (adaptado de Piña-Rodrigues et al., 2012)

Table 1. Indicators protocol used in the evaluation of the three studied areas (adapted from Piña-Rodrigues et al., 2012)

Atributos	Descritores	Indicadores	Descrição	Cenários positivos e referenciais	Parâmetros
Estabilidade e resiliência	Diversidade de espécies e diversidade funcional	Diversidade de estados sucessionais	Relação espécies pioneiras e não pioneiras no sistema	Maior número de espécies não pioneiras presentes no sistema	$P < NP = 3$ $P = NP = 2$ $P > NP = 1$
		Diversidade de espécies arbóreas (H')	Número de espécies arbóreas presentes no sistema, e a abundância relativa entre elas (ODUM, 1988)	Diversidade próxima à encontrada em fragmentos de referência estudados da região com $H' = 3,676$ bits.ind	$H' > 3,0 = \text{alto} = 3$ $1,0 < H' \leq 3,0 = \text{médio} = 2$ $H' \leq 1,0 = \text{baixo} = 1$
		Riqueza de espécies nativas	Número total de espécies nativas presentes no sistema	Como foram amostradas 34 espécies na AR, considerou-se a presença de no mínimo 30 espécies como cenário ideal	$N^\circ \text{ espécies} > 30 = 3$ $10 < N^\circ \text{ espécies} \leq 30 = 2$ $N^\circ \text{ espécies} \leq 10 = 1$
		Densidade de indivíduos	Número de indivíduos vivos por hectare do sistema	O cenário considerado ideal foi aquele que atendeu às exigências da SMA 08/08 quanto a índices de mortalidade	$N^\circ \text{ indivíduos} > 1200 = 3$ $800 < N^\circ \text{ indivíduos} \leq 1200 = 2$ $400 < N^\circ \text{ indivíduos} \leq 800 = 1$ $N^\circ \text{ indivíduos} \leq 400 = 0$
		N° indivíduos por grupo sucessionais	% de distribuição dos indivíduos em cada grupo sucessionais (P e NP)	Indesejável: não atende à SMA 08/08 Desejável: atende à SMA 08/08	$NP \geq 40\% \text{ e } P \leq 60\% = 3$ $NP = P = 2$ $NP < 40\% \text{ e } P > 60\% = 1$
		Equitabilidade (J')	Demonstra o quão uniformemente estão distribuídos os indivíduos nas espécies componentes do sistema (Pielou, 1966)	Resultado similar ao de áreas de floresta secundária da região. Valor da área de referência – $J' = 1,09$ (LEITE e COELHO, dados não publicados)	$J' > 1 = 3$ $0,5 < J' \leq 1,0 = 2$ $J' \leq 0,5 = 1$
		Diversidade de funções ecológicas (F)	Quantidade de funções ecológicas atuando no sistema	Alta diversidade de funções ecológicas atuantes no sistema,	$F \geq 4 = 3$ $1 < F < 4 = 2$

			além de atender à Resolução SMA 08/08, também contribui para a rápida restauração da estabilidade e resiliência (TRINDADE-FILHO e LOYOLA, 2010)	F = 1 (mínimo) = 1				
Desenvolvimento	Altura média dos indivíduos arbóreos (m)	Medição da altura total (m) dos indivíduos desde o solo até a gema apical	Alturas superiores a 1,5 m configuram cenário de rápida restauração dos processos ecológicos no sistema, já que se assemelham ao encontrado em restaurações de 4-5 anos de idade (MELO e DURIGAN, 2007)	$h > 2,0 = 3$ $1,0 < h \leq 2,0 = 2$ $0,5 < h \leq 1,0 = 1$ $h \leq 0,5 = 0$				
			Epífitas (E)	Presença ou ausência de epífitas	A presença indica a aproximação do sistema a uma mata secundária, pois tais espécies são importantes na ciclagem da água e nutrientes (NADKARNI, 1988) e na atração de fauna, seja como recurso ou como habitat (BENZING, 1990)	$E \geq 50\%$ (abundantes) = 3 $30\% < E \leq 49\%$ (regulares/presentes) = 2 $0\% < E \leq 30\%$ (poucas) = 1 $E = 0\%$ (ausentes) = 0		
					Cipós e lianas (CL)	Presença ou ausência de cipós e lianas	O sistema que apresenta tais formas de vida, desde que em equilíbrio com o restante do sistema, é aquele que se sustenta (PUTZ, 2012), pois tais espécies podem limitar o crescimento e o desenvolvimento de indivíduos arbóreos (INSERNHAGEN et al., 2009)	$15\% < CL \leq 30\%$ (equilíbrio) = 3 $0\% < CL \leq 15\%$ (presentes) = 2 $30\% < CL \leq 49\%$ (regulares) = 1 $CL = 0\%$ (ausentes) ou $CL \geq 50\%$ (abundantes) = 0
							Incidência de luz (L)	% de luz incidente na área
Confiabilidade	Controle e manejo							

Proteção, solo e ciclagem de nutrientes	Presença de espécies reconhecidamente invasoras (GI)	% cobertura do solo com gramíneas/invasoras	Um sistema capaz de recuperar seus processos ecológicos possui baixa cobertura do solo por gramíneas e espécies invasoras, pois estas competem por água e nutrientes, prejudicando o desenvolvimento das demais espécies (MARTINS et al., 2004)	GI = 0% = 3 0% < GI ≤ 25% = 2 25% < GI ≤ 50% = 1 GI > 50% de cobertura = 0
	Presença de espécies exóticas (Ex)	Número de indivíduos de espécies exóticas por hectare	Espécies nativas não-regionais podem competir com aquelas naturais à área e, portanto, a Resolução SMA 08/08 prevê o controle das mesmas	0 ≤ Ex ≤ 10 = 3 10 < Ex ≤ 15 = 2 15 < Ex ≤ 20 = 1 Ex > 20 = 0
	Presença humana	Sinais de que o proprietário visita a área periodicamente para vistoriá-la	As visitas por parte do proprietário (e/ou poder público, no caso de restaurações promovidas pelo mesmo) são positivas por permitirem que a área se mantenha íntegra, viabilizando-se as ações de manejo	Muito visitado = 3 Pouco visitado = 2 Não visitado = 1
	Fogo	Sinais de fogo na área	Em restaurações do Bioma Mata Atlântica, o fogo é tido como prejudicial ao desenvolvimento das mudas e à regeneração natural	Ausência de fogo = 3 Presença recente de fogo = 0
	Manejo	Sinais de presença de práticas de manejo conduzidas periodicamente	O controle de gramíneas invasoras, espécies exóticas e competidoras deve ser realizado por no mínimo dois anos após o plantio de restauração, segundo a SMA nº 08/08	Presença de técnicas de manejo = 3 Ausência de técnicas de manejo = 0
	Predação (Pr)	% herbivoria	O controle e o manejo da área se refletem em menor predação dos indivíduos, criando maior proteção ao sistema. Além disso, Piovesan et al. (2013) consideram alta taxa de herbivoria prejudicial à regeneração natural	0% ≤ Pr ≤ 25% = 3 25% < Pr ≤ 50% = 2 50% < Pr ≤ 75% = 1 75% < Pr ≤ 100% = 0

Cobertura do solo com regenerantes (herbáceas) (Hb)	Presença de indivíduos regenerantes na área amostrada	A presença de indivíduos regenerantes, incluindo herbáceas, indica que a área restaurada apresenta condições que permitem a formação de novos estratos de regeneração	75% < Hb ≤ 100% = 3
			50% < Hb ≤ 75% = 2
			25% < Hb ≤ 50% = 1
			0% < Hb ≤ 25% = 0
% serapilheira cobrindo o solo (Sp)	% serapilheira	Espera-se que a área restaurada apresente valores similares de % serapilheira aos encontrados em área de referência	75% < Sp ≤ 100% = 3
			50% < Sp ≤ 75% = 2
			25% < Sp ≤ 50% = 1
			0% ≤ Sp ≤ 25% = 0
Serapilheira	Altura da serapilheira (cm)	Espera-se que a área restaurada apresente valores (cm) similares de serapilheira aos encontrados em área de referência (AR = 5,46 cm)	Maior que a área de referência = 3
			Similar à área de referência = 2
			Menor que a área de referência = 1 Ausente = 0

Tabela 2. Dados obtidos no campo, em avaliação realizada utilizando-se o protocolo de indicadores em estudo. MZ = Morizukuri; MP = megaplantio; AR = área de referência; P = espécie pioneira; NP = espécie não-pioneira. *Riqueza absoluta = nº de espécies amostradas; Riqueza relativa = nº de espécies/ha.

Table 2. Field data from evaluation made using the indicators protocol studied. MZ = Morizukuri; MP = megaplantio; AR = reference area; P = pioneer species; NP = non-pioneer species. *Absolute richness = number of sampled species; Relative richness = number of species per hectare.

Indicadores	Unidade usada	MZ	MP	AR
Diversidade de estados sucessionais	nº espécies P (nº P/ha)	54 (20)	33 (22)	13 (4)
	nº espécies NP (nº NP/ha)	91 (34)	42 (28)	18 (6)
	nº espécies P + nº espécies NP	145 (54)	75 (50)	31(10)
% de indivíduos/grupo sucessional	% indivíduos P	49,7	49,2	55,5
	% indivíduos NP	50,3	49,9	41,9
Diversidade de sp arbóreas (H')	Índice de Shannon (H')	4,177	3,328	2,883
Riqueza de espécies nativas*	nº espécies nativas (nº/ha)	145 (54)	77 (51)	166 (16)
Densidade de indivíduos	nº plantas/ha	30220	66949	550
Equitabilidade (J')	Índice de Pielou (J')	0,8393	0,7553	0,8175
Altura média dos indivíduos (h)	metros	0,95	0,99	2,95
Diversidade de funções ecológicas (F)	nº funções ecológicas	5	5	3
Epífitas (E)	% presença	Ausentes	Ausentes	7
Cipós e lianas (CL)	% presença	3,3	9,3	27
Incidência de luz (L)	% luz incidente na área	9,9	12	10
Gramíneas invasoras cobrindo o solo (GI)	% cobertura	3,2	15	4
Presença de espécies exóticas (Ex)	Indivíduos/ha	0	7833	0
Presença humana	De pouco a muito visitado	Muito visitado	Pouco visitado	Muito visitado
Fogo	Presença/ausência	Ausência	Ausência	Ausência
Manejo	Presença/ausência	Presença	Ausência	Ausência
Predação (Pr)	% herbivoria	25	25	25
Cobertura do solo com herbáceas	% cobertura	7,4	8,3	7
Cobertura do solo com serapilheira (Sp)	% cobertura	13	0	100
Altura da serapilheira	Centímetros (cm)	0,36	0	5,46

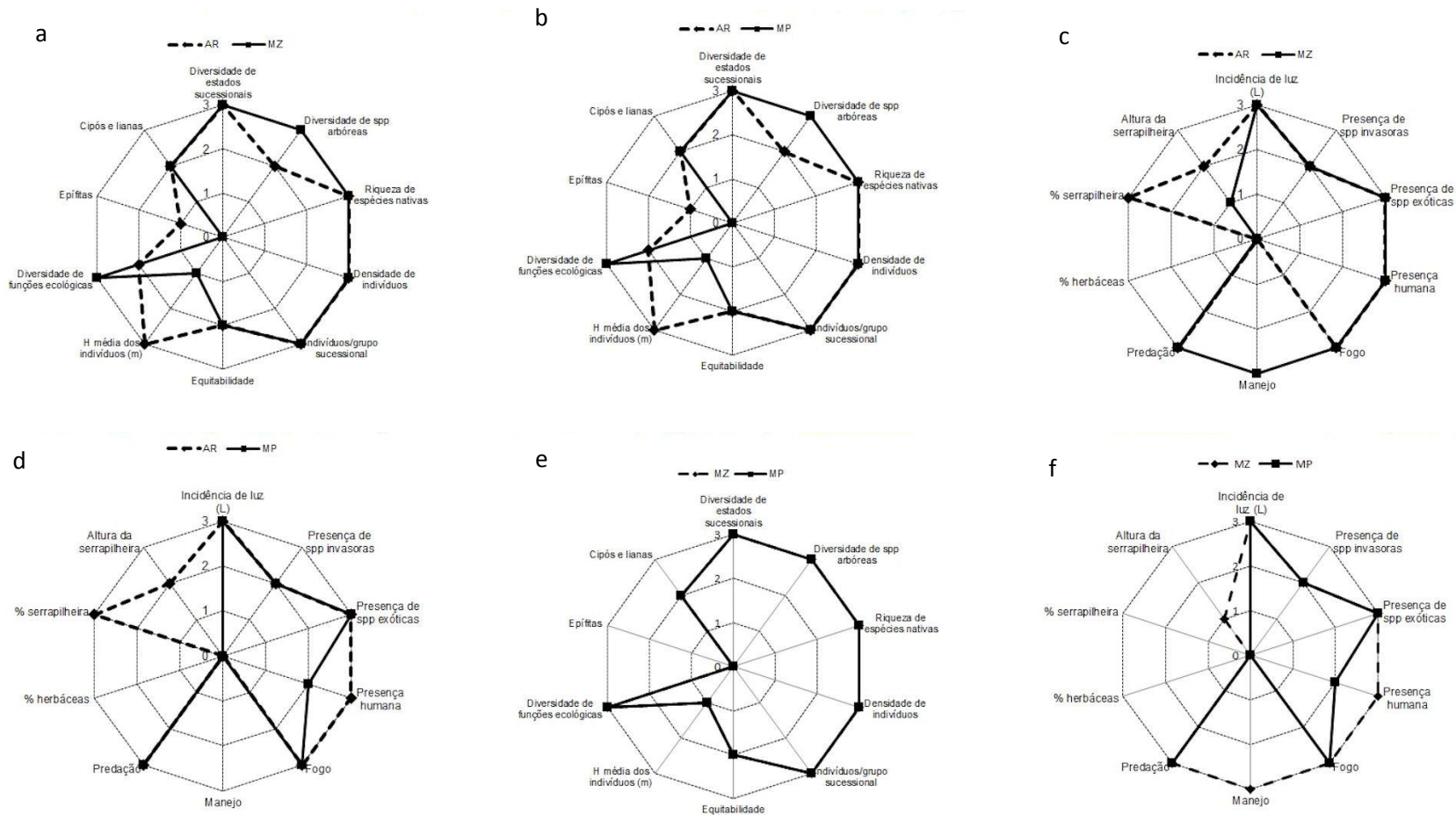


Figura 1 - Indicadores medidos para os atributos de estabilidade e resiliência (a, b, e) e de confiabilidade (c, d, f), obtidos nas áreas de restauração com plantios de alta diversidade (MZ e MP) e na área de referência (AR). AR = área de referência; MZ = Morizukuri; MP = megaplantio

Figure 1 –Indicators measured for the attributes of stability and resilience (a, c, e) and of reliability (b, d, f), obtained in the restoration areas with high diversity plantations (MZ and MP) and in the reference area (AR). AR = reference area; MZ = Morizukuri; MP = megaplantio

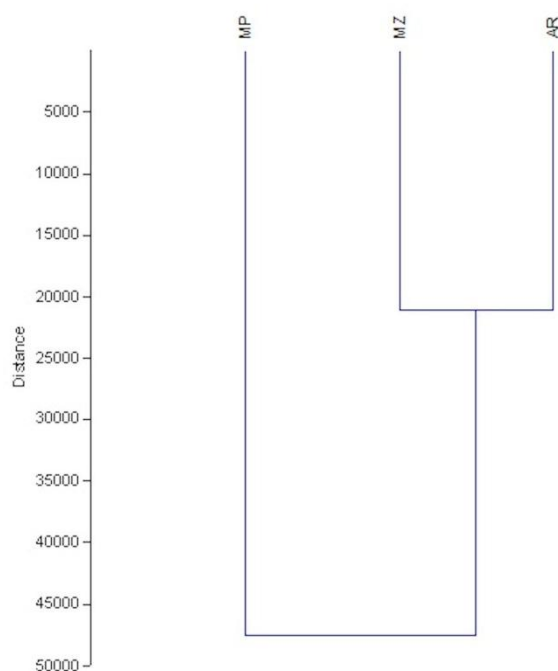


Figura 2 - Dendrograma de similaridade utilizando o método de Ward's para o agrupamento em relação aos indicadores de estabilidade e resiliência e confiabilidade para as áreas de restauração e referência situadas no município de Sorocaba – SP. AR = área de referência; MZ = Morizukuri; MP = Megaplantio

Figure 2 - Similarity dendrogram using Ward's method for grouping relative to indicators of stability and resilience, and of reliability, for the restoration and reference areas located in the city of Sorocaba – SP. AR = reference area; MZ = Morizukuri; MP = Megaplantio