

FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA, RIO DE JANEIRO

ECOLOGICAL FUNCTIONALITY OF RESTORATION
OF DEGRADED AREAS IN THE MATA ATLANTICA BIOME, RIO DE JANEIRO

Felipe de Souza Altivo

Mestre em Diversidade Biológica e Conservação pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – Sorocaba (SP). Consultor autônomo na área de restauração florestal, recuperação de áreas degradadas, monitoramento de áreas em processo de restauração florestal e ecologia aplicada – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Fátima Conceição Marquéz Piña Rodrigues

Doutorado em Ecologia pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Professora Titular da UFSCar – Sorocaba (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Felipe de Souza Altivo – Rua Barão de Mesquita, 857, bloco 6, casa 101 – Andaraí – 20540-215 – Rio de Janeiro (RJ), Brasil – E-mail: altivofelipe@yahoo.com.br

Recebido: 14/07/2016

Aceito: 08/02/2017

RESUMO

A funcionalidade ecológica de uma área restaurada está associada ao retorno de processos como a ciclagem de nutrientes, aporte e estabelecimento de novos propágulos, os quais podem ser promovidos pela escolha adequada de espécies e pela promoção da diversidade funcional e de espécies. Em uma restauração de 50 ha situada no Rio de Janeiro, foram realizadas avaliações aos 5 e aos 20 meses após o plantio, visando avaliar o estabelecimento de processos ecológicos na restauração assim como identificar indicadores representativos das alterações observadas. Para tanto, em 23 parcelas (25 x 4 m) foi empregado um conjunto de indicadores de: (a) estrutura – área basal (AB) [ΣAB e AB/m^2], altura média dos indivíduos e densidade (nº de indivíduos/ha); (b) diversidade da comunidade – índices de diversidade de Shannon (H') e de equitabilidade (J') e riqueza de espécies (S =número de espécies); (c) função ecológica - presença de espécies de diferentes grupos funcionais (% de zoocóricas, pioneiras e fixadoras de N_2) e; (d) contexto da paisagem – cobertura de gramíneas (% de cobertura do solo com gramíneas e com as projeções das copas no solo e % de regenerantes). As diferenças entre os anos para os indicadores foram avaliadas pelo teste do qui-quadrado. Para determinar quais indicadores influenciaram nos resultados obtidos, foi efetuada a análise de componentes principais (PCA) pelo método de médias aritméticas não ponderadas (UPGMA) com 15 indicadores x idade. Do total de 88 espécies observadas nos 2 períodos, 15 delas foram dominantes, com 51,1% dos indivíduos plantados. Nesse grupo, 8 tiveram taxas de mortalidade dos indivíduos superiores a 70%. Sugere-se que o plantio dessas espécies em alta densidade pode causar um processo de abertura de clareiras ao longo do tempo, facilitando o restabelecimento de gramíneas invasoras. Os indicadores mais eficientes para avaliação das áreas foram: densidade, diversidade, equitabilidade (H' e J') e cobertura de copa. Entre 5 e 20 meses de idade, houve redução significativa da riqueza, sendo maior para famílias do que para espécies. Contudo, os indicadores de funções ecológicas não variaram entre as idades, apesar da redução na diversidade, mostrando que houve redundância funcional entre diferentes espécies.

Palavras-chave: indicadores; monitoramento; processos ecológicos.

ABSTRACT

The ecological functionality of a restored area is associated with the return of processes such as nutrient cycling, input and establishment of new propagules, which can be promoted by the appropriate species selection and the promotion of functional diversity and of species. In a restoration of 50 ha in Rio de Janeiro, Brazil, evaluations were carried out at 5 and 20 months after planting, aiming to analyze the establishment of ecological processes in the restoration and to identify representative indicators. For this purpose, a set of indicators was applied in 23 plots (25 x 4 m): (a) structure - basal area (AB) [ΣAB and AB/m^2],

mean height of individuals and density (number of individuals/ha); (b) community diversity - Shannon diversity (H') and equitability (J') indexes, and species richness (S =number of species); (c) ecological function - presence of species of functional groups (% of zoocoric, pioneers and N_2 fixers) and; (d) landscape context - grass cover (soil cover with grasses and projections of crowns in soil and % of natural regeneration). The differences between the years for the indicators were assessed by the chi-square test. To determine which indicators influenced the results, using the unweighted pair group method with arithmetic mean method to principal components analysis (PCA) with 15 indicators x age was performed. Of the total of 88 species observed in both periods, 15 were dominant, with 51.1% of the planted individuals. In this group, 8 had mortality rates over 70%. It is suggested that the planting of these species in high density can cause a so-called process of looping, caused by the opening of gaps over time, facilitating the reestablishment of invasive grasses. The most efficient indicators for evaluating the areas were density, diversity, equitability (H' and J') and canopy cover. Between 5 and 20 months of age, there was a significant reduction of richness, higher for families than for species. However, the ecological function did not vary among the ages, despite the reduction in diversity, showing that there was functional redundancy between different species.

Keywords: indicators; monitoring; ecological process.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica tem sido conceituada como o retorno da fisionomia florestal original, que engloba o resgate da biodiversidade de determinada área (MEA, 2005; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Embora tal conceituação não seja errônea, sua aplicação deve ser mais ampla (ARONSON *et al.*, 2011).

A restauração florestal inclui o conjunto de ações e conhecimentos necessários para se manter, proteger e recuperar uma área com base em seus processos ecológicos (HIGGS, 2005). Porém, nas últimas décadas, passou-se a enfatizar também a restauração dos serviços ambientais — benefícios que esses sistemas podem proporcionar à humanidade (STANTURF; MADSEN; LAMB, 2012; PALMER; HONDULA; KOCH, 2014).

A partir do *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), as questões sobre os serviços ecossistêmicos e a funcionalidade ecológica foram incluídas nos conceitos sobre restauração. Nessa abordagem, a teoria *Biodiversity and Ecosystem Functioning* (BEF) considera as funcionalidades ecológicas das espécies com a finalidade de promover a autossustentabilidade das áreas em processo de restauração florestal, bem como o provimento de serviços ambientais necessários em decorrência da degradação ambiental presente (BULLOCK *et al.*, 2011). Dessa forma, o enfoque da teoria BEF enfatiza o entendimento de como a biodiversidade afeta o funcionamento do ecossistema (TILMAN; ISBELL; COWLE, 2014). Esse conceito representa uma síntese que integra aspectos da ecologia de comunidades (competição por

recursos e teoria de nichos) e de ecossistemas (ciclagem de nutrientes e dinâmica de cadeias tróficas).

Nesse contexto, conforme afirmam Waldron e Xi (2013), a restauração não se restringe apenas ao resgate da diversidade biológica, mas também de sua função e dos processos ecológicos ocorrentes nos ecossistemas naturais. Em conjunto, esses geram sua capacidade de se manter ao longo do tempo e promovem a prestação de serviços ambientais (PALMER; HONDULA; KOCH, 2014).

Na ecologia da restauração, o conceito de “função ecológica” tem sido empregado para processos do ecossistema que dão suporte aos sistemas ecológicos, incluindo biodiversidade, produção primária, decomposição, ciclagem de nutrientes, entre outros (AERTS & HONNAY, 2011). Por sua vez, “grupo funcional” pode ser definido como o conjunto de espécies que têm atributos comuns e desempenham papel particular nos processos do ecossistema. Como exemplos, é possível citar espécies vegetais fixadoras de nitrogênio ou espécies zoocóricas (ARONSON; DARONCO; BRANCALION, 2011).

Com essa abordagem, estudos prévios têm enfatizado a diversidade funcional das espécies e não apenas o número de espécies implantadas (YULE, 2010; PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2015; VERHEYEN *et al.*, 2016). De maneira geral, visam promover o retorno dos processos ecológicos fundamentais, muitas vezes não contemplados nos projetos de restauração florestal (CLEWEL & ARONSON, 2013). Assim, a funcionalidade e os processos ecológicos podem ser avaliados com indicadores de diversidade (riqueza,

composição, equitabilidade) e pelas interações bióticas e abióticas que interferem no funcionamento dos ecossistemas (LISTOPAD *et al.*, 2015).

Considerando o exposto, a premissa deste trabalho é que áreas em processo de restauração florestal podem apresentar alterações na diversidade da comunidade em curto espaço de tempo, e essas alterações afetam os parâmetros e indicadores de processos que expressam a sua funcionalidade ecológica. Essa condição de precocidade na detecção de processos propicia a execução de manejo em tempo hábil para corrigir ou regular procedimentos e controlar a degradação. Baseado nisso, este estudo visou analisar os processos

ecológicos em área de restauração florestal por meio de indicadores que avaliam diversos aspectos da sua funcionalidade ecológica em um intervalo de 5 a 20 meses após o plantio. Para tanto:

- avaliou as alterações nos indicadores de funcionalidade ecológica em relação aos seus parâmetros de diversidade da comunidade e estrutura;
- verificou se as alterações na diversidade afetaram a funcionalidade ecológica das espécies na área estudada;
- identificou as alterações no contexto da paisagem da área de estudo para os indicadores elencados.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica Guapiaçu (REGUA) (42°44'41,316"W 22°25'38,147"S) com total de 7.380 hectares, no município de Cachoeira de Macacu, distrito de Guapiaçu, no estado do Rio de Janeiro. A região caracteriza-se pelo clima tropical, com verões chuvosos e invernos secos. A temperatura média anual é de 22,4°C, atingindo sua temperatura máxima nos meses de janeiro e fevereiro, e mínima em junho, com precipitação média anual de 2.095 mm, sendo dezembro e janeiro os meses mais chuvosos, e junho e julho os meses mais secos. A vegetação é classificada como Floresta Ombrófila Densa Sub-montana e Montana, cuja topografia apresenta variadas formas de relevo que vão do plano ao escarpado, com intensa presença de afloramento rochoso (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). Além desses afloramentos rochosos, a região exibe três tipos associados especialmente à Floresta Sub-montana e um pouco à Floresta Montana, com presença de Latossolo, Cambissolo e Neossolo (VALLEJO; CAMPOS; SANTOS JÚNIOR, 2009).

A área de estudo integra projeto de restauração florestal visando reconstruir e garantir a biodiversidade e seus processos, assumindo o papel de corredor ecológico (GUAPIAÇU GRANDE VIDA, 2015). Do total de 100 hectares restaurados, foi selecionado plantio

com 50 ha implantado no início do período chuvoso, em novembro de 2013. No plantio foram selecionadas espécies ocorrentes nos fragmentos florestais da REGUA e adaptadas a cada condição de solo e relevo da propriedade. A área de plantio foi previamente roçada para controle de invasoras. Algumas ilhas isoladas de vegetação e árvores do grupo sucessional das pioneiras foram mantidas, como *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (Cambará) e *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart (Macaúba). O controle de formigas foi realizado 60 dias antes do plantio empregando isca granulada (produto Mirex*, aplicado diretamente nos olheiros). A marcação do berço das mudas foi realizada no espaçamento 3 x 2 m e com 30 x 30 x 30 cm, utilizando-se motocoveadora. Na adubação foi utilizado fertilizante organomineral (produto EcoFert*), na dosagem de 150 gramas por muda. Em período de baixa pluviosidade foi empregado o condicionante hídrico em gel (hidrogel) com 1L/berço. A manutenção foi realizada a partir dos dois meses, em janeiro de 2014, com periodicidade trimestral no primeiro ano (2014) e semestral a partir do segundo ano de implantação (2015). As principais ações foram: limpeza, coroamento, replantio de mudas, adubação foliar e controle de formigas cortadeiras.

Coleta de dados

Os dados foram obtidos em 23 parcelas retangulares de 25 x 4 m, totalizando 2.300 m², alocadas aleato-

riamente no plantio de 50 hectares. Cada parcela foi georeferenciada e foram elaborados mapas com o

programa ArGis 10.2.1 (Figura 1). Para o estudo foram efetuadas 2 coletas de dados, sendo a primeira aos 5 meses após o plantio (abril de 2014) e a outra aos 20 meses (junho de 2015). Em cada parcela foram identificados e avaliados todos os indivíduos de espécies arbóreas plantadas e regenerantes (espécies que não foram implantadas por ação antrópica) com altura superior a 60 cm, para estudo da composição florística da área. De cada indivíduo arbóreo foram mensuradas a circunferência ao nível do colo (CAC) e a altura total. A identificação das espécies seguiu o seguinte protocolo:

- comparação e verificação da lista de espécies utilizadas no plantio;

Análise da funcionalidade ecológica

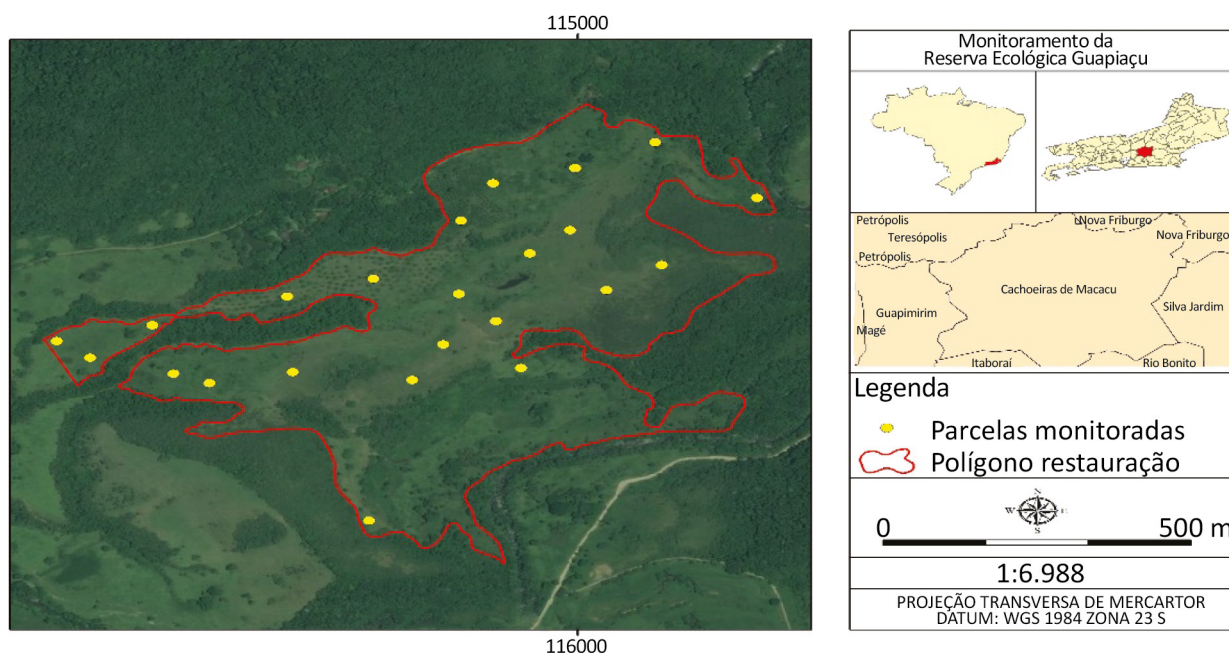
Para analisar os processos ecológicos, foram aplicados indicadores adaptados do protocolo de monitoramento do Pacto pela Mata Atlântica (RODRIGUES; BRANCA-LION; ISERNHAGEN, 2009). A funcionalidade ecológica foi considerada como sendo o resultado do estabelecimento dos processos ecológicos avaliados por meio dos parâmetros de:

- identificação em campo por meio de caracteres vegetativos e;
- em caso de dúvidas, os indivíduos foram fotografados e coletados, sem prejudicar o desenvolvimento das mudas.

As espécies foram identificadas segundo o sistema *Angiosperm Phylogeny Group* (APG) (APG, 2016) e classificadas quanto à sua zoocoria e classe sucessional segundo a lista de espécies da Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO, 2015). As espécies da família Fabaceae foram consideradas fixadoras de nitrogênio. Nenhum material foi depositado em herbário.

- estrutura;
- diversidade da comunidade;
- função ecológica das espécies e;
- contexto da paisagem.

No parâmetro “estrutura”, foram avaliados os seguintes indicadores:



Fonte: Google Maps

Figura 1 – Localização da área de estudo no estado do Rio de Janeiro e distribuição espacial das parcelas de estudo (25 x 4 m) na Reserva Ecológica Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro.

- soma da área basal, correspondente à soma da área basal de todos os indivíduos da amostra;
- área basal, somatório da área basal de todos os indivíduos da amostra e extrapolação do valor para um hectare;
- altura média, empregada para fins de caracterização de formação do estrato arbóreo/florestal;
- densidade, número de indivíduos por hectare.

No parâmetro “diversidade da comunidade”, foram estimados quatro indicadores, sendo eles:

1. riqueza de espécies e famílias, dada pelo número de espécies e famílias presentes na área amostral);
2. diversidade de espécies, estimada pelo índice de diversidade de Shannon (H') de acordo com Magurran (1988) e;
3. equitabilidade, dada pela distribuição do número de indivíduos por espécies, avaliada pelo índice de equitabilidade (PIELOU, 1975).

Na “função ecológica das espécies”, foram estimados os seguintes indicadores: grupos funcionais, evidenciados pelo percentual de indivíduos de espécies zoocóricas, pioneiras e fixadoras de nitrogênio nas áreas amostradas.

Em “contexto da paisagem”, foram avaliados os indicadores de:

- cobertura de gramíneas. Para sua estimativa foram mensuradas as projeções de gramíneas sobre linha central de 25 m na parcela, calculando-se o percentual do comprimento da linha coberto por perfilhos;
- cobertura de copas, dada pelo percentual de cobertura do solo por copa das árvores. Para sua estimativa, foram mensuradas as projeções de todas as copas sobre uma linha central de 25 m na parcela, calculando-se o percentual do comprimento da linha coberto por projeções da copa e;
- regenerantes, evidenciados pelo percentual de plantas não implantadas por ação antrópica presentes nas parcelas.

Para o cálculo de incremento dos indicadores de estrutura (soma de área basal, área basal e altura média), os valores obtidos aos 5 meses foram subtraídos dos obtidos aos 20 meses e divididos pelo número de meses entre as duas coletas (15 meses), baseado em Imaña, Silva e Pinto (2005). O teste do qui-quadrado foi empregado para estimar a significância entre os indicadores de estrutura, diversidade da comunidade, funções ecológicas das espécies e de contexto da paisagem em cada período de avaliação (5 e 20 meses). Para determinar quais componentes (indicadores) mais influenciaram nos resultados obtidos em cada ano, foi efetuada a análise de componentes principais (PCA) balanceada a partir de matriz de 15 x 2 (indicadores x idade da área) com o uso do Programa Past 3.2 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

RESULTADOS

Composição florística e sobrevivência

Nos dois períodos de amostragem, foram registradas 88 espécies de 31 famílias. Na coleta realizada aos 5 meses, foram observados 371 indivíduos de 70 espécies pertencentes a 29 famílias; e aos 20 meses, foram registrados 288 indivíduos de 63 espécies e 20 famílias. Aos 5 meses, as famílias mais abundantes foram Fabaceae (n=115 indivíduos; 31,0% do total), Bignoniaceae (n=66; 17,8%) e Asteraceae (n=32; 8,6%), que somaram 57,4% dos indivíduos encontrados. A maior proporção de indivíduos dessas famílias se manteve aos 20 meses, com Fabaceae, Asteraceae e Bignoniaceae representando 62,1% dos indivíduos encontrados (Tabela 1). As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae (n=25 espécies; 28,4% do total de es-

pécies), Bignoniaceae (n=9; 10,2%), Myrtaceae (n=6; 6,8%) e Melastomataceae (n=5; 7,0%).

As espécies com maior densidade foram: *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera; *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex A. DC.) Mattos, *Citharexylum myrianthum* Cham., *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum, *Inga edulis* Mart., *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart, *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, *Miconia discolor* DC., *Tabernaemontana laeta* Mart., *Dalbergia* cf. *nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., *Eugenia uniflora* L., *Centrolobium tomentosum* Guillemain ex Benth., *Schinus terebinthifolia* Raddi. Em conjunto, houve a dominância de 13 espécies (15% do total de espécies plantadas)

que representaram 51,1% dos indivíduos do plantio nos 2 períodos de avaliação.

Embora com menor proporção de indivíduos plantados, Arecaeae (85,7% de mortalidade), Melastomataceae (83,3%), Verbenaceae (76,9%) e Malvaceae (50,0%) foram as famílias que apresentaram as maiores taxas de mortalidade (Tabela 1). Esses valores foram superiores aos registrados para as mais abundantes, como Bignoniaceae (36,4%) e Fabaceae (25,2%), enquanto que para Asteraceae houve entrada de novos indivíduos.

Entre as espécies com maior densidade (>5 indivíduos), as taxas mais elevadas de mortalidades foram registradas para *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (87,5%), *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (80,0%), *Pterogyne nitens* Tul. (80%), *Citharexylum myrianthum* Cham. (76,9%), *Basiloxylon brasiliensis* (All.) K.Schum. (75,0%), *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex A. DC.) Mattos (73,5%), *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (72,7%), *Pseudobombax grandiflorum* (Cav.) A. Robyns (71,4%), *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. (66,7%), *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum. (65,0%), *Piptadenia gonoacantha* (Mart) J.F.Macbr. (62,5%), *Caesalpinia pluviosa* DC. (50,0%) e *Dalbergia cf. nigra* (Vell.) Allemão ex Benth. (50,0%).

Quanto à composição florística da regeneração natural, observou-se aos 5 meses (2014), 35 indivíduos de 16 espécies pertencentes a 16 famílias. Aos 20 meses (2015), encontrou-se 96 indivíduos de 15 espécies e 9 famílias (Tabela 1). A espécie regenerante com maior densidade e frequência foi *G. polymorpha*. Das 26 espécies encontradas na regeneração natural, 16 delas (61,5%) também foram constatadas dentre as espécies plantadas nas parcelas amostrais. Contudo, quan-

do comparado ao plantio, o índice de diversidade de Shannon para os indivíduos regenerantes encontrados aos 5 meses (2014) foi inferior, com 1,87 nats/indivíduos, enquanto aos 20 meses (2015) o valor foi de 1,79 nats/ind. Entre os anos de amostragem, houve redução na diversidade de espécies regenerantes, mas não se alterou a proporção de plantas por espécies, com ambas apresentando o mesmo valor de equitabilidade ($J=0,66$). A Tabela 2 permite a aferição da contribuição dos indivíduos regenerantes para a dinâmica da restauração florestal na área de estudo.

Das espécies encontradas na regeneração natural, com exceção de *Acrocomia aculeata* e *Guarea guidonia*, as demais foram classificadas como pioneiras (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO, 2015), representando apenas 6,7% de não pioneiras e 93,3% de pioneiras. A síndrome de dispersão dominante foi a zoocoria (77%) e somente *G. polymorpha*, *H. chrysotrichus*, *P. nitens*, *Vernonia polyanthes*, *Tibouchina sellowiana* e *Baccharis dracunculifolia* foram classificadas como anemocóricas (23% das espécies). Dentre as zoocóricas presentes na regeneração, destacam-se *Miconia discolor* DC., *Miconia albicans* (Sw.) Steud., *G. guidonia*, *Trema micrantha* (L.) Blume e *Cecropia hololeuca* Miq. Os resultados obtidos enfatizam a importância da fauna para o aporte de propágulos na área de restauração, favorecendo a regeneração natural das espécies zoocóricas.

Quanto à estrutura (Tabela 3), houve diferença significativa entre os anos ($\chi^2=50,67$; $p<0,01$) para os indicadores crescimento (soma de área basal, área basal por hectare e altura média) que apresentaram, aos 20 meses, acréscimo de $70,6\pm 21,7\%$. O incremento médio mensal para a soma da área basal foi $0,074 \text{ m}^2/\text{mês}$ e

Tabela 1 – Famílias e espécies de indivíduos plantados e regenerantes presentes nos levantamentos de campo em área em processo de restauração implantado em novembro de 2013 na Reserva Ecológica Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro. Dados coletados aos cinco meses (2014) e 20 meses após o plantio (2015).

Famílias e espécies	5 meses			20 meses		
	PI	Rg	Total	PI	Rg	Total
Achariaceae	2	–	2	–	–	–
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A. Gray	2	–	2	–	–	–
Anacardiaceae	13	1	14	10	–	10
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	8	–	8	7	–	7
<i>Spondias mombin</i> L.	4	–	4	3	–	3
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	1	2	–	–	–

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Famílias e espécies	5 meses			20 meses		
	PI	Rg	Total	PI	Rg	Total
Annonaceae	2	1	3	–	–	–
<i>Annona cacans</i> Warm.	2	–	2	–	–	–
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	–	1	1	–	–	–
Apocynaceae	9	1	10	7	–	7
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	9	1	10	7	–	7
Areaceae	7	13	20	1	2	3
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart	2	13	15	–	2	2
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	5	–	5	1	–	1
Asteraceae	32	35	67	51	60	111
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	–	–	–	–	1	1
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	32	35	67	51	53	104
<i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.	–	–	–	–	6	6
Bignoniaceae	66	1	67	42	–	42
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	4	–	4	2	–	2
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	2	–	2	–	–	–
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A. DC.) Mattos	34	1	35	9	–	9
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Mart.) Mattos	–	–	–	5	–	5
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	–	–	–	16	–	16
<i>Handroanthus umbellatus</i> (Sond.) Mattos	4	–	4	1	–	1
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	–	–	–	1	–	1
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	20	–	20	7	–	7
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	2	–	2	1	–	1
Boraginaceae	1	–	1	–	–	–
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	1	–	1	–	–	–
Cannabaceae	1	3	4	1	2	3
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	1	–	1	1	–	1
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	–	3	3	–	2	2
Cariacaceae	2	–	2	2	–	2
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	2	–	2	2	–	2
Celastraceae	1	–	1	–	–	–
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	1	–	1	–	–	–
Euphorbiaceae	3	–	3	–	–	–
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	1	–	1	–	–	–
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	2	–	2	–	–	–
Fabaceae	115	1	116	86	–	86
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	4	–	4	1	–	1
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	–	–	–	4	–	4
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	6	–	6	2	–	2
<i>Bauhinia forficata</i> Link	2	–	2	1	–	1
<i>Caesalpinia pluviosa</i> DC.	5	–	5	2	–	2

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Famílias e espécies	5 meses			20 meses		
	PI	Rg	Total	PI	Rg	Total
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Bent.	9	–	9	6	–	6
<i>Copaifera langsdorffii</i> var. <i>glabra</i> (Vogel) Benth.	2	–	2	2	–	2
<i>Dalbergia cf. nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	10	–	10	5	–	5
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	7	–	7	7	–	7
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	2	–	2	2	–	2
<i>Inga edulis</i> Mart.	15	–	15	12	–	12
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	5	–	5	6	–	6
<i>Inga vera</i> Willd.	–	–	–	5	–	5
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	7	–	7	8	–	8
<i>Machaerium cf. nyctitans</i> (Vell.) Benth.	1	–	1	–	–	–
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	8	–	8	1	–	1
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart) J.F.Macbr.	8	–	8	3	–	3
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	5	–	5	3	–	3
<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth.	5	–	5	9	–	9
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	5	1	6	1	–	1
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S. F. Blake	3	–	3	5	–	5
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2	–	2	–	–	–
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	1	–	1	1	–	1
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	2	–	2	–	–	–
<i>Swartzia langsdorffii</i> Raddi	1	–	1	–	–	–
Lamiaceae	1	1	2	2	–	2
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	1	1	2	2	–	2
Lauraceae	3	–	3	–	–	–
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez.	3	–	3	–	–	–
Lecythidaceae	5	–	5	5	–	5
<i>Cariniana ianeirensis</i> R. Knuth	1	–	1	1	–	1
<i>Cariniana legalis</i> (Mart) O. Kuntze	4	–	4	3	–	3
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	–	–	–	1	–	1
Malvaceae	22	–	22	11	–	11
<i>Basiloxylon brasiliensis</i> (All.) K.Schum.	8	–	8	2	–	2
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) A.Robyns	2	–	2	1	–	1
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	5	–	5	6	–	6
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	7	–	7	2	–	2
Melastomataceae	6	11	17	1	7	8
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	–	–	–	1	6	7
<i>Miconia discolor</i> DC.	2	10	12	–	–	–
<i>Miconia stenostachya</i> DC	–	1	1	–	–	–
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	2	–	2	–	–	–
<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.	2	–	2	–	1	1
Meliaceae	15	2	17	10	4	14
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	3	–	3	7	–	7

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Famílias e espécies	5 meses			20 meses		
	PI	Rg	Total	PI	Rg	Total
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	–	1	–	–	–
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	11	2	13	3	4	7
Myristicaceae	1	–	1	–	–	–
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott.) Warb.	1	–	1	–	–	–
Myrsinaceae	–	–	–	1	–	1
<i>Myrsine ferruginea</i> Spreng.	–	–	–	1	–	1
Myrtaceae	15	1	16	13	–	13
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	–	–	–	1	–	1
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	6	–	6	5	–	5
<i>Eugenia glazioviana</i> Kiaesk.	–	–	–	1	–	1
<i>Eugenia uniflora</i> L.	7	–	7	5	–	5
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	2	–	2	–	–	–
<i>Psidium guajava</i> L.	–	1	1	1	–	1
Phytolaccaceae	3	–	3	–	–	–
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	3	–	3	–	–	–
Polygonaceae	5	–	5	–	–	–
<i>Triplaris americana</i> L.	5	–	5	–	–	–
Rubiaceae	3	1	4	3	–	3
<i>Genipa americana</i> L.	3	1	4	–	–	–
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyererm.	–	–	–	3	–	3
Salicaceae	–	1	1	–	4	4
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	–	1	1	–	4	4
Sapindaceae	1	1	2	–	–	–
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	–	1	1	–	–	–
<i>Matayba guianensis</i> (Aubl.) Radlk.	1	–	1	–	–	–
Sapotaceae	6	–	6	–	–	–
<i>Pouteria</i> sp.	6	–	6	–	–	–
Siparunaceae	–	–	–	1	–	1
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	–	–	–	1	–	1
Solanaceae	3	2	5	29	9	38
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	–	–	–	4	4	8
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	–	2	2	5	2	7
<i>Solanum paniculatum</i> L.	–	–	–	4	3	7
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	3	–	3	16	–	16
Urticaceae	2	–	2	6	7	13
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	2	–	2	1	2	3
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	–	–	–	3	5	8
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	–	–	–	2	–	2
Verbenaceae	26	–	26	6	1	7
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	26	–	26	6	1	7
Total Geral	371	76	447	288	96	384

PI: indivíduos plantados; Rg: indivíduos regenerantes.

o incremento em altura foi de 0,117 m/mês. Houve incremento positivo para os indicadores de estrutura, no período entre as duas coletas, com exceção da densidade, que apresentou valor negativo (-282,61 ind/ha), demonstrando a redução da densidade em 13,9% dos indivíduos plantados e regenerantes.

No que se refere aos indicadores de diversidade da comunidade, houve diferença significativa entre os anos de amostragem ($\chi^2=7,95$; $p<0,05$). No geral, observa-se que tanto a riqueza de espécies quanto a de famílias apresentaram redução (Tabela 3). Proporcionalmente, a redução da riqueza de famílias dos indivíduos encontrados nas parcelas, incluindo plantados e regenerantes, foi superior, sendo equivalente a 30%, enquanto a de espécies foi de 9%. Apesar disso, não houve diferença significativa para a diversidade de funções ecológicas entre os dois períodos analisados ($\chi^2=5,0$; $p>0,05$), mostrando que as demais espécies e indivíduos que permaneceram na área aos 20 meses mantiveram a mesma proporção de funcionalidade dentro da restauração.

Em relação aos indicadores do parâmetro “contexto da paisagem”, o indicador cobertura de gramíneas apresentou redução de 7,5%. Houve aumento de 50,6%

para o indicador cobertura de copas e para regenerantes o aumento foi de 8,0%.

Em relação aos indicadores, 99,8% das variações obtidas foram explicadas pelas correlações das variáveis com o eixo 1, o qual foi mais influenciado pelos fatores relacionados à estrutura, em especial a densidade de plantas ($r=3,61$) (Tabelas 3 e 4). Entre os indicadores de diversidade, o índice de Shannon e a equitabilidade foram representativos quanto à influência nos resultados constatados em ambos os anos, com valores de correlação superiores ($r_H=0,32$; $r_J=0,32$) aos obtidos para a riqueza de espécies e de famílias. Para a fixação biológica de nitrogênio ($r=-0,28$) foi o indicador de funções ecológicas das espécies que apresentou a maior correlação. No parâmetro contexto da paisagem, o indicador regeneração natural ($r=-0,28$) foi o que mais influenciou os resultados obtidos, evidenciando seu potencial de utilização no monitoramento de áreas em processo de restauração. Aos 20 meses, embora o eixo 2 tenha representado menos de 1% da variação observada, houve alta correlação com a cobertura de copa ($r=33,15$) evidenciando a potencial importância desse indicador ao longo do desenvolvimento da área restaurada.

DISCUSSÃO

Os indicadores de estrutura apresentaram incremento positivo entre os dois períodos de coleta, como esperado para plantios de restauração florestal. Aos 20 meses, o indicador de área basal por hectare (1,21 m²/ha) apresentou valores inferiores ao encontrado por Melo

et al. (2007) (1,77 m²/ha), porém a altura média observada aos 20 meses (2,50 m) na REGUA foi superior à de 2,26 m observada pelos mesmos autores em plantios de 13 meses na região do Médio Paranapanema, São Paulo.

Tabela 2 – Número de indivíduos, espécies e famílias, densidade observada e inicial e mortalidade das espécies, em área em processo de restauração de áreas degradadas implantada em novembro de 2013 na Reserva Ecológica de Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro. Dados coletados aos cinco meses (2014) e 20 meses após o plantio (2015).

Idade	Nº de indivíduos	Nº de espécies	Nº de famílias	Densidade inicial (ind/ha)	Densidade observada (ind/ha)	Mortalidade (%)
5 meses	371	69	29	1667,0	1613,0	5
20 meses	288	63	20	1667,0	1253,0	25
Mortalidade (%)	22,4	8,7	31	–	–	–
Indivíduos plantados + regenerante						
5 meses	447	76	30	–	1952,2	–
20 meses	384	69	21	–	1669,6	–

A densidade de indivíduos (plantados + regenerantes) na área aos 20 meses ($d=1.670$ ind/ha) foi próxima à obtida por Suganuma *et al.* (2013) em 26 áreas de plantios em Floresta Estacional Semidecidual (1.800 ind/ha em média). Essa densidade tende a variar no decorrer do tempo devido ao estabelecimento de competição intra e interespecíficas e à entrada de novos indivíduos regenerantes, podendo se equiparar com remanescentes florestais nativos (SUGANUMA *et al.*, 2013).

Embora tenha havido manutenção e replantio na REGUA, em comparação com outros plantios em Floresta Ombrófila Densa no Espírito Santo, a mortalidade de 25,00% aos 20 meses foi superior à observada em outras restaurações como a da Unidade Hidrelétrica (UHE) Suíça, com 16,80% aos 23 meses de idade, na UHE Rio Bonito (5,17%) aos 16 meses de idade (CORREIA *et al.*, 2012). Essa questão enfatiza que, apesar das práticas de capina realizadas, o período entre 5 e 20 meses foi

crítico para o estabelecimento das espécies, indicando a necessidade de práticas de manejo mais intensivas.

Outra questão relevante foi a escolha de espécies. O plantio em alta densidade de espécies como *H. chrysotrichus*, *C. myrianthum*, *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum. Cham. e *G. guidonia*, que apresentaram mortalidade superior a 70%, evidenciou a importância de se detectar espécies mais sensíveis. Essas podem atuar em uma primeira fase na promoção de diversidade, melhoria da qualidade do solo, cobertura do solo ou mesmo atração da fauna, contudo, deve ser evitado o seu plantio em alta densidade. Nessa condição, pode ocorrer um processo de *looping*, no qual a mortalidade dos indivíduos de espécies mais sensíveis gera novas clareiras, o que favorece o restabelecimento de gramíneas invasoras, fazendo com que a área retorne a um estado próximo ao inicial.

Tabela 3 – Valores obtidos para os indicadores de estrutura, diversidade da comunidade, função ecológica das espécies e contexto da paisagem. Dados coletados aos 5 meses (2014) e 20 meses após o plantio (2015). Dados obtidos para as parcelas (n=23) de monitoramento de 100 m² instaladas em 50 ha de plantios de restauração na Reserva Ecológica de Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro.

Parâmetro	Indicador	Idade	
		5 meses	20 meses
Estrutura	Soma G (m ²)	0,10	1,21
	Área basal (m ² /ha)	0,45	5,29
	Altura média (m)	0,75	2,50
	Densidade (ind/ha)	1952,17	1669,56
Diversidade da comunidade	Riqueza (Número de espécies)	76,00	69,00
	Famílias (Número de famílias)	30,00	21,00
	Diversidade (nats.ind)	3,71	3,43
	Equabilidade (J)	0,85	0,81
Função ecológica das espécies	Zoocoria (%)	40,49	39,58
	Pioneiras (%)	77,62	78,12
	Fixadoras de nitrogênio (%)	25,95	22,39
Contexto da paisagem	Cobertura de gramíneas (%)	35,50	28,04
	Cobertura de copa (%)	10,12	60,70
	Regenerantes (%)	17,00	25,00

Apesar do incremento positivo da cobertura de copas entre anos (50,6%), a cobertura de gramíneas permaneceu acima dos 25% aos 20 meses. Isso demonstra que a cobertura de copas na área ainda não foi suficiente para a erradicação de gramíneas por sombreamento. Por outro lado, a alta correlação desse indicador corrobora sua importância no contexto da paisagem para avaliar a alteração da cobertura vegetal ao longo do tempo, confirmando a proposta de Mel, Miranda e Durigan (2007).

Segundo o método *framework species*, é possível reduzir o número de espécies, desde que essas possam promover a entrada de outras novas por atração de dispersores e propiciar condições para o controle de espécies invasoras, tais como rápido sombreamento do solo (BLAKESLEY *et al.*, 2002). Contudo, a cobertura e o sombreamento total do solo por copas não foram observadas na área até os 20 meses, o que pode ser atribuído ou à sua pouca idade ou mesmo ao plantio em alta densidade de espécies sensíveis e à seleção de espécies com arquitetura de copa inadequada.

Mesmo com a ocorrência da redução da riqueza de famílias e espécies, não houve diferença significativa na diversidade funcional entre 5 e 20 meses, mostrando que diferentes espécies podem estar exercendo a mesma função ecológica. Assim, com base ainda no con-

ceito de *framework species*, é possível recomendar a redução do número de espécies no momento da implantação do projeto de restauração florestal, desde que isso não afete a diversidade das funções ecológicas no sistema.

Com relação à regeneração natural, o aumento no percentual de regenerantes de 17% (5 meses) para 25% aos 20 meses corrobora o cenário de que a presença de áreas de fontes de sementes nas proximidades promove a entrada de propágulos na região. A idade dos plantios de restauração pode ser determinante para a ampliação da riqueza e da densidade de uma comunidade regenerante; e outras variáveis poderiam ser elencadas como importantes nesse processo, tais como: as condições do solo (PARROTA; KNOWLES; WUNDERLEJR, 1997), as interações entre a flora e a fauna na região, a atração de dispersores (MELO *et al.*, 2015) e a sua conectividade na paisagem florestal (CHAZDON *et al.*, 2016).

O predomínio da dispersão zoocórica (77,0%) e a dominância de espécies pioneiras (93,3%) dentre as espécies regenerantes corroboram a hipótese de interação faunística (JORDANO *et al.*, 2006). Isso fica mais evidente devido ao aumento da taxa de aporte de regenerantes de espécies zoocóricas em relação ao obtido na área por Azevedo (2012), também na REGUA (68%). Dentre as fa-

Tabela 4 – Valores de correlação entre os eixos 1 e 2 na análise de componentes principais para os indicadores de restauração coletados aos cinco (2014) e 20 meses (2015) de plantios de restauração na Reserva Ecológica de Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro.

Parâmetros	Estrutura			Diversidade			Funções ecológicas Contexto da paisagem	
	Eixo 1*	Eixo 2	Indicadores	Eixo 1*	Eixo 2	Indicadores	Eixo 1*	Eixo 2
G	-0,323	-0,345	S	-0,160	-0,625	Z	-0,239	-0,225
AB	-0,318	-0,037	RF	-0,264	-0,934	P	-0,165	0,434
Alt	-0,321	-0,300	H	-0,316	-0,427	N	-0,110	0,469
Dens	3,607	-0,043	J	-0,322	-0,432	REG	-0,279	0,262
CC	-0,252	33,147				FN	-0,276	-0,456
						CG	-0,256	-0,655

*Eixo 1 representa 99,98% da variação; G: soma de área basal (m²); AB: área basal extrapolada para 1 hectare (m²/ha); Alt: altura (m); Dens: densidade (ind/ha); CC: cobertura de copas (%); S: riqueza de espécies (número de espécies); RF: riqueza de famílias (número de famílias); H: diversidade de Shannon (nats.ind); J: equitabilidade de Pielou (J); Z: zoocoria (%); P: pioneiras (%); N: nativas (%); REG: regenerantes (%); FN: fixadoras de nitrogênio (%); CG: cobertura de gramíneas (%).

mílias, Melastomataceae, Urticaceae e Solanaceae destacaram-se como atrativas a aves e morcegos.

Os indicadores densidade, diversidade, equitabilidade e cobertura de copas foram os mais efetivos para representar as alterações referentes à restauração florestal na área

de estudo. Os resultados obtidos corroboram a Resolução nº 32, de 3 de abril de 2014 (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO, 2014) que adota, dentre seus indicadores, a cobertura de copas (recobrimento do solo por dossel arbóreo) e densidade como verificadores da restauração em áreas de Floresta Atlântica.

CONCLUSÕES

Houve incremento positivo para os indicadores de estrutura, com exceção da densidade, que apresentou redução de 13,9% de indivíduos plantados e regenerantes do quinto para o vigésimo mês, sendo esse o indicador que mais refletiu as diferenças na área de estudo entre as duas coletas de dados. Em relação aos indicadores de diversidade, o índice de diversidade de Shannon (H') e a equitabilidade (J) foram mais representativos do que a riqueza de famílias e espécies para expressar as alterações ao longo do tempo na área. Para os indicadores de funções ecológicas, verificou-se que não houve mudanças muito expressivas em seus percentuais, o que constata que as funções ecológicas

não foram muito alteradas, mesmo em decorrência da diminuição da densidade de indivíduos. Os resultados obtidos para o parâmetro contexto da paisagem permitem recomendar a aplicação da presença de regenerantes e a taxa de cobertura de copas para avaliar a dinâmica da restauração florestal.

Com base nos indicadores empregados, constatou-se que é possível reduzir o número de espécies plantadas sem afetar as funções ecológicas presentes na área, podendo-se assim diminuir a taxa de mortalidade, promover o estabelecimento da regeneração natural na área e aumentar a taxa de recobrimento do solo por copas em menor espaço de tempo.

REFERÊNCIAS

- AERTS, R.; HONNAY, O. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology*, v. 11, 2011.
- APG — ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- ARONSON, J.; DARONCO, C.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. *IF Série Registros*, n. 44, p. 1-38, ago. 2011.
- AZEVEDO, A. D. *Estoque de carbono em áreas de recuperação da mata atlântica com diferentes idades na bacia do Rio Guapiaçu, Cachoeira de Macau – Rio de Janeiro*. Dissertação (Mestrado)—Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- BLAKESLEY, D.; ELLIOTT, S.; KUARAK, C.; NAVAKITBUMRUNG, P.; ZANGKUM, S.; ANUSARNSUNTHORN, V. Propagating framework tree species to restore seasonally dry tropical forest: implications of seasonal seed dispersal and dormancy. *Forest Ecology and Management*, v. 164, p. 31-38, 2002.
- BULLOCK, J. M.; ARONSON, J.; NEWTON, A. C.; PYWELL, R. F.; JREY-BENAYAS, J. M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 26, n. 10, p. 541-549, out. 2011.
- CHAZDON, R. L.; BRANCALION, P. H. S.; LAESTADIUS, L.; BENNETT-CURRY, A.; BUCKINGHAM, K.; KUMAR, C.; MOLL-ROCEK, J.; VIEIRA, I. C. G.; WILSON, S. J. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, v. 45, n. 5, p. 538-550, set. 2016.

- CLEWEL, A. F.; ARONSON, J. *Ecological restoration: principles, values, structure of an emerging profession*. Washington: Island Press, 2013.
- CORREIA, G. G. S.; REIS, B. N.; DAMBROZ, G.; MARTINS, S. V.; SIMONELLI, M. *Mortalidade e Crescimento Inicial de Mudras em Áreas Restauradas de Usinas Hidrelétricas no Espírito Santo, Brasil*. Guarapari, 2012.
- GUAPIAÇU GRANDE VIDA. *Documento de Concepção do Programa para Atividades de Reflorestamento*. Disponível em: <http://database.v-c-s.org/sites/v-c-s.org/files/REGUA_Guapiacu%20Grande%20Vida_PDD_10Mar15%20POR.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2017.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, 2001.
- HIGGS, E. The two-culture problem: ecological restoration and the integration of knowledge. *Restoration Ecology*, Boston, v. 13, n. 1, p. 159-164, 2005.
- IMAÑA, J.; SILVA, G. F.; PINTO, J. R. R. *Idade e crescimento das árvores*. Brasília: Departamento de Engenharia Florestal/ Universidade de Brasília, 2005. 43p. (Comunicações técnicas florestais; v. 7, n. 1).
- JORDANO, P.; GALLETI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W.R. *Ligando Frugivoria e Dispersão de Sementes à Biologia da Conservação*. São Paulo: Biologia da conservação: Essências, 2006. cap. 18.
- LISTOPAD, C. M. C. S.; MASTERS, R. E.; DRAKE, J.; WEISHAMPEL, J.; BRANQUINHO, C. Structural diversity índices based on airborne LiDAR as ecological indicators for managing highly dynamic landscapes. *Ecological Indicators*, v. 57, p. 268-279, 2015.
- MAGURRAN, A. E. *Ecological Diversity and its Measurements*. Londres: Croom Helm Limites, 1988. 179p.
- MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and human well-being: the assessment series*. Washington, D.C., 2005.
- MELO, A. C. G.; DARONCO, C.; RÉ, D. S.; DURIGAN, G. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 43, n. 106, p. 333-344, 2015.
- MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Árvore*, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.
- PALMER, M. A.; HONDULA, K. L.; KOCH, B. J. Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 45, p. 247-249, 2014.
- PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazônia. *Forest Ecology and Management*, v. 99, n. 1-2, p. 21-42, 1997.
- PIELOU, E. D. *Ecological diversity*. New York: John Wiley & Sons, 1975. 325p.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; SILVA, J. M. S.; PIOTROWISKI, I.; LOPES, G. G.; GALETTI, G.; FRANCO, F. S.; ALVARES, S. M. R. *Protocolo de monitoramento da funcionalidade ecológica de áreas de restauração*. 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/283355875_PROTOCOLO_DE_MONITORAMENTO_DA_FUNCIONALIDADE_ECOLGICA_DE_REAS_DE_RESTAURAO>. Acesso em: 23 fev. 2017.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.). *Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: LERF/ESALQ/Instituto BioAtlântica, 2009.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO. Resolução SMA n.º 32, de 03 de abril de 2014. Orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo. *Diário Oficial do Estado*, p. 36-37, 5 abr. 2014.

_____. *Lista de Espécies Indicadas para Restauração Ecológica para Diversas Regiões do Estado de São Paulo*. 2015. Disponível em: <http://botanica.sp.gov.br/institutodebotanica/files/2016/01/Lista_de_especies_de_SP_CERAD-IBT-SMA_2015.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2017.

STANTURF, J. A.; MADSEN, P.; LAMB, D. *A Goal-oriented approach to forest landscape restoration*. New York/London/Heidelberg: Springer, 2012.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, B.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecossistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? *Árvore*, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 835-847, 2013.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLE, J. M. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 45, p. 471-493, 2014.

VALLEJO, L. R.; CAMPOS, R. M.; SANTOS JÚNIOR, W. M. Parque Estadual do Três Picos/RJ: aspectos ambientais e conflitos territoriais. *Geo-Paisagem*, v. 8, n. 15, 2009.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L.; LIMA, J. C. A. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123p.

VERHEYEN, K.; VANHELLEMONT, M.; AUGÉ, H.; BAETEN, L.; BARALOTO, C.; BARSOUM, N.; BILODEAU-GAUTHIER, S.; BRUELHEIDE, H.; CASTAGNEYROL, B.; GODBOLD, D.; HAASE J.; HECTOR, A.; JACTEL, H.; KORICHEVA, J.; LOREAU, M.; MEREU, S.; MESSIER, C.; MUYS, B.; NOLET, P.; PAQUETTE, A.; PARKER, J.; PERRING, M.; PONETTE, Q.; POTVIN, C.; REICH, P.; SMITH, A.; WEIH, M.; SCHERER-LORENZEN, M. Contributions of a global network of tree diversity experiments to sustainable forest plantations. *Ambio*, v. 45, p. 29-41, 2016.

WALDRON, J. D.; XI, W. M. Forest restoration: simple concept, complex process. *Forest Research*, v. 2, n. e104, 2013.

YULE, C. M. Loss of biodiversity and ecosystem functioning in Indo-Malayan peat swamp forests. *Biodiversity and Conservation*, v. 19, p. 393-409, 2010.